



# **Ravintoa ja pesärosvoja**

**Tasapainoilua sorsien lisääntymisympäristöissä**

Elmo Miettinen

Pro gradu -tutkielma

Ekologia ja evoluutiobiologia

Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta

Helmikuu 2019



Tiedekunta – Fakultet – Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta		Koulutusohjelma – Utbildningsprogram – Degree Programme Ekologia ja evoluutiobiologia	
Tekijä – Författare – Author Elmo Miettinen			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Ravintoa ja pesärosvoja – Tasapainoilua sorsien lisääntymisympäristöissä			
Oppiaine/Opintosuunta – Läroämne/Studieinriktning – Subject/Study track Ekologia ja evoluutiobiologia			
Työn laji – Arbetets art – Level Pro gradu -tutkielma	Aika – Datum – Month and year Helmikuu 2019	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 39 + 1 liite	
Tiivistelmä – Referat – Abstract <p>Suomen sorsakannat ovat taantuneet viimeisen parin vuosikymmenen aikana ja suurin osa sorsalajeistamme on jo luokiteltu uhanalaisiksi. Erityisesti rehevien vesien populaatiot ovat taantuneet, minkä on epäilty johtuvan muutoksista lisääntymiselinympäristöissä. Syiksi on ehdotettu muun muassa ylitäydäytymistä ja vieraspetojen runsastumista. Sorsakantojen suojelun ja hoidon kannalta on tunnettava eri tekijöiden vaikutukset sorsien lisääntymiseen ja elinympäristövalintaan. Yksi merkittävä tekijä on elinympäristön laatu. Tärkeimmiksi laatu tekijöiksi sorsille ovat tutkimuksissa osoittautuneet selkärangattoman ravinnon määrä sekä kosteikon rakenteelliset ominaisuudet. Laadukkaassa ympäristössä poikaset kasvavat ja selviytyvät huonolaatuisia ympäristöjä paremmin. Toisena merkittävänä tekijänä sorsille ovat pedot, jotka ryöstävät sorsien pesiä. Pesäpredaation riskiin voivat vaikuttaa pesintäalueen ympäristön rakenne ja petoyhteisö sekä pesän sijointipaikka. Luontaisten petojen lisäksi sorsien pesiä voivat ryöstää myös vieraslajit, kuten supikoira (<i>Nyctereutes procyonoides</i>) ja minkki (<i>Neovison vison</i>). Jos poikueille laadukkaat ja pesille turvalliset ympäristöt eivät kohtaa, sorsaemot joutuvat trade-off -tilanteeseen, jossa toista lisääntymisen vaihetta suositetaan toisen kustannuksella.</p> <p>Tarkoituksenani oli selvittää 1) vaikuttavatko alue ja kosteikon ominaisuudet sorsien esiintymiseen, 2) onko alueella ja pesäpaikalla vaikutusta pesän selviytymiseen ja 3) onko vieraspedoilla merkitystä sorsien pesäpredaation määrään. Näihin kysymyksiin hain vastauksia sorsalaskentojen, vesiselkärangatonpyyntien ja pesäpredaatiokokeen avulla. Pesäpredaatiokokeessa tutkimuskosteikoille tehtiin keinotekoisia koe pesiä käyttäen tarhattujen sinisorsien (<i>Anas platyrhynchos</i>) munia. Koe pesiä seurattiin riistakameroilla, joiden avulla pystyttiin määrittämään pesällä vierailleet lajit ja pesän ryöstön ajankohta. Tutkimukset toteutettiin kahdella tutkimusalueella: maatalousvaltaisella ja vesistöiltään rehevällä Maaningalla sekä metsäisellä ja vesistöiltään karulla Evolla.</p> <p>Maaningalla sorsatiheys oli suurempi kuin Evolla. Vesiselkärangattomien määrä ja rantaviivan pituus vaikuttivat positiivisesti sorsaparien määrään kosteikoilla. Tulvaisuudella oli negatiivinen vaikutus parimäärään. Poikueiden osalta vastaavia tuloksia ei saatu. Tuloksiin saattoi vaikuttaa huonon pesimävuoden vuoksi liian vähäiseksi jäänyt poikuehavaintojen määrä. Vaikka Maaningan sorsatiheydet olivat suurempia, Evolla suurempi osuus pareista tuotti poikueen. Pesäpaikkakohtaisia eroja pesäpredaatorismissä ei tässä tutkimuksessa saatu esiin, mutta pesien riski tulla ryöstetyksi pieneni pesän alttiinaoloajan myötä. Pesäpredaatoriski oli suurempi Maaningalla kuin Evolla. Harakka (<i>Pica pica</i>) oli yleisin pesiä ryöstänyt laji ja juuri varislintujen määrä vaikuttaa selittävän Maaningan suurempaa pesäpredaation määrää. Supikoira oli toiseksi yleisin pesärosvo, minkä vuoksi vieraspetojen osuus pesäpredaatiosta oli merkitsevä, vaikka minkki ryösti vain yhden pesän.</p> <p>Tämä tutkimus antaa viitteitä siitä, että sorsat joutuvat trade-off -tilanteeseen aluetasolla. Rehevien kosteikkojen Maaningalla on enemmän vesiselkärangatonravintoa ja tiheämpi sorsakanta, mutta myös suurempi pesäpredaatoriski. Sorsien voi siis päätellä suosivan poikasille suotuisaa aluetta pesien selviytymistodennäköisyyden kustannuksella. Vähäisempi pesäpredaatiopaine voi selittää miksi karujen kosteikkojen Evolla parikohtainen poikuetuotto oli parempi. Tämä taas voi osaltaan selittää sitä, miksi karujen vesien sorsapopulaatiot eivät ole taantuneet rehevien vesien populaatioiden lailla. Menetelmällisesti tämä tutkimus korostaa riistakameran hyödyllisyyttä tutkimuksessa. Riistakameroiden ansiosta tutkimus muun muassa vahvistaa supikoiran kiistettyä merkitystä pesärosvona. Tulvaisuudessa vieraslajien torjunnan ja uhattujen kosteikkoelinympäristöjen turvaamisen lisäksi tarvitsemme lisää tutkimustietoa muun muassa erilaisten kosteikoiden merkityksestä väheneville sorsapopulaatioille.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Anatidae, pesäpredaatio, lisääntymiselinympäristö, elinympäristövalinta, vesiselkärangattomat, trade-off, vieraslajit, vieraspedot			
Ohjaaja tai ohjaajat –Handledare – Supervisor or supervisors Sari Holopainen, Veli-Matti Väänänen			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Viikin tiedekirjasto			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

# Sisältö

1.	Johdanto .....	1
1.1.	Elinympäristön laatu.....	2
1.2.	Pesäpredaatio.....	3
1.3.	Trade-off.....	6
1.4.	Tutkimuksen tavoitteet .....	6
2.	Aineisto ja menetelmät.....	7
2.1.	Tutkimusalue .....	7
2.2.	Sorsalaskennat .....	9
2.3.	Vesiselkärangattomien pyynti .....	10
2.4.	Pesäpredaatiokoe .....	11
2.5.	Tilastollinen tarkastelu .....	13
3.	Tulokset.....	16
3.1.	Selkärangattomat, sorsaparit ja poikueet.....	16
3.2.	Pesäpredaatio.....	19
3.3.	Vieraspedot.....	21
4.	Tulosten tarkastelu .....	22
4.1.	Elinympäristön vaikutus sorsien esiintymiseen .....	22
4.2.	Alueen ja pesäpaikan vaikutus pesäpredaatioon .....	24
4.3.	Trade-off.....	25
4.4.	Vieraspetojen merkitys pesäpredaatioon.....	26
4.5.	Sorsien elinympäristöt ja pesäpredaatio muuttuvassa maailmassa .....	27
5.	Kiitokset .....	29
6.	Kirjallisuus .....	29
7.	Liitteet .....	37

# 1. Johdanto

Lisääntymismenestys on yksi tärkeimmistä populaation kasvuun vaikuttavista tekijöistä (Pulliam 1988, Hoekman ym. 2002). Lisääntymismenestykseen vaikuttavat olennaisesti lisääntymiseen sopivat elinympäristöt (Bailey 1981, Vickery ym. 1992), joita sorsille (Anatidae) ovat erilaiset vesialueet, kuten järvet, lammet ja muut kosteikot. Euraasian boreaaliset vesistöt ovat erittäin tärkeitä lisääntymisympäristöjä sorsille (Haapanen & Nilsson 1979). Euroopassa Suomi on monille vesilintulajeille merkittävä lisääntymisalue, sillä Suomessa pesivistä 19 sorsalajista yhdeksän on kansainvälisiä vastuulajejamme, eli niiden Euroopan kannasta yli 15 prosenttia pesii Suomessa (Suomen ympäristökeskus 2000).

Euroopassa pitkään jatkunut talvehtivien sorsakantojen kasvu on tasoittunut monen lajin osalta viime vuosina ja osalla kannat ovat jopa kääntyneet laskuun (Nagy ym. 2015). Suomessa useimpien sorsalajien pesimäkannat ovat taantuneet viimeisen parin vuosikymmenen aikana ja yli puolet sorsistamme on luokiteltu uhanalaisiksi viimeisimmässä uhanalaisuusarvioinnissa (Tiainen ym. 2016). Myös sorsien poikastuoton indeksi on laskenut (Laaksonen ym. 2018).

Suomessa osa sorsalajeista on generalisteja, jotka lisääntyvät kaikenlaisilla vesillä, mutta on myös elinympäristövaatimuksiltaan vaativia lajeja, jotka pesivät vain rehevillä kosteikoilla (Väisänen ym. 1998). Juuri rehevillä vesillä vesilintujen laji- ja yksilömäärät ovat suurimmat (Nilsson & Nilsson 1978). Pöysän ym. (2013) ja Lehikoisen ym. (2016) mukaan rehevien järvien vesilintukannat ovat taantuneet voimakkaammin ja melkein puoliutuneet 1990-luvun alusta, kun taas karuilla vesillä sorsakannat ovat säilyneet vakaina tai taantuneet vain vähän. Taantumisen syiksi he epäilivät muutoksia lisääntymiselinympäristöissä, kuten ylirehevoitymistä ja vieraspetojen runsastumista. Pavón-Jordán ym. (2017) totesivat, että ilmastonmuutos ei aiheuta suoraa haittaa sorsille. Ilmaston lämpeneminen voi kuitenkin vaikuttaa esimerkiksi rehevoitymiseen runsaamman sadannan aiheuttaman ravinnehuuhtoutumisen kautta (Meier ym. 2012). Vesilintukantojen suojelun ja hoidon kannalta on ensiarvoisen tärkeää tuntea eri tekijöiden vaikutukset sorsien lisääntymiseen ja selviytymiseen.

Tässä tutkimuksessa tarkastelen elinympäristön laadullisten ominaisuuksien vaikutusta sorsien elinympäristön käyttöön ja kuinka ympäristö vaikuttaa pesäpredaatioon.

## 1.1. Elinympäristön laatu

Elinympäristön laadun on usein osoitettu vaikuttavan merkittävästi sorsien lisääntymiseen boreaalisella alueella (Holopainen ym. 2015). Baileyn (1981) mukaan useampi sorsanaaras yrittää pesiä elinympäristön laadun kasvaessa. Tämän seurauksena kasvaa myös populaation poikastuotto. Lisääntymiseen sisältyy toisaalta aina kustannuksia, jotka kasvattavat emojen kuolleisuutta. Baileyn (1981) teoreettinen malli osoittaa, että elinympäristön laadun kasvaessa ja lisääntymistä yrittävien emojen runsastuessa saavutetaan kriittinen piste siinä vaiheessa, kun lisääntymismenestys on suurempi kuin emojen kuolleisuus. Vasta tämän pisteen jälkeen populaation koko voi kasvaa.

Sorsaparien ja -poikueiden esiintymiseen vaikuttavat eniten selkärangattoman ravinnon määrä ja kosteikon rakenteelliset ominaisuudet, kuten kasvillisuus ja rantaveden syvyys (Nummi ym. 2013, Holopainen ym. 2015). Vesiselkärangattomien määrän on osoitettu olevan tärkein biologinen tekijä selittämään sorsatiheyttä ja -monimuotoisuutta (Elmberg ym. 1993, Staicer 1994, Sjöberg ym. 2000) ja kosteikon rakenteelliset ominaisuudetkin voivat osittain vaikuttaa sorsiin juuri selkärangattomien esiintymisen ja saatavuuden kautta. Matalassa vedessä etenkin puolisuikeltajat yltyvät saalistamaan ravintoa pohjasta ja matalat vedet ovat myös yleensä tuottavampia (Wetzel 2001). Tuottavuuden indikaattoreiden, kuten kasvillisuuden, kasviplanktonin ja fosforin, on osoitettu olevan merkittäviä selkärangattomien biomassaan vaikuttavia tekijöitä (Hargeby ym. 1994, Donohue ym. 2009, Jyväsjärvi ym. 2014). Toisaalta kasvit kuuluvat myös etenkin aikuisten sorsien ruokavalioon (Owen & Black 1990) ja kasvillisuus myös tarjoaa sorsille suojaa pedoilta (Nummi & Hahtola 2008).

Selkärangattomien sorsien tiheyteen vaikuttavat sekä pinnalla lentokykyiseksi kuoriutuvien että pohjassa elävien vesiselkärangattomien määrä (Elmberg ym. 1993, Nummi ym. 2013, Holopainen ym. 2015). Selkärangattomat ovat sorsanaaraiden ja -poikasten merkittävin proteiinin lähde (Hornung & Foote 2006) ja, kuten Sjöberg ym. (2000) osoittivat, poikasten kasvunopeus ja selviytyvyys ovat vahvasti riippuvaista selkärangattomasta ravinnosta. Myös sorsien ravintokilpailu kalojen kanssa osoittaa ravinnon merkityksen: erityisesti ahven (*Perca fluviatilis*) kilpailee ravinnosta sorsien kanssa (Väänänen ym. 2012). Ravinnon puute voi heikentää selviytymistä suoraan nääntymisen kautta, mutta myös epäsuorasti esimerkiksi pedoille altistumisen muodossa, kun ravintoa joutuu etsimään pidemmän aikaa, aktiivisemmin ja laajemmalla alueella suojautumisen kustannuksella (Jansson ym. 1981). Poikasten selviytyminen on olennainen osa populaatiokoon kehityksessä (Hill 1984a), mutta ravinnon määrä elinympäristössä voi vaikuttaa jo

aikaisempiinkin pesinnän vaiheisiin. Esimerkiksi emojen energiavarat määräävät sen, kuinka paljon emo voi panostaa esimerkiksi munien määrään ja laatuun tai haudontaan käytettyyn aikaan (Martin 1987). Useissa ympäristöissä ravinto on eniten sorsien esiintymistä ja lisääntymistä rajoittava tekijä (Martin 1987).

Aiemmissa tutkimuksissa vähälle huomiolle jääneellä tulvaisuudella voi myös olla vaikutusta ravinnon määrään ja hankintaan. Tulvan veteen huuhtomat ravinteet kasvattavat veden perustuotantoa (Larmola ym. 2004). Tulvikoilla vedenkorkeus on usein matala, mikä parantaa ravinnon saatavuutta sorsille esimerkiksi majavalammilla (Nummi & Hahtola 2008). Majavatulvilla on runsaasti selkärangattomia (Nummi & Hahtola 2008, Hood & Larson 2014) ja niillä on myös enemmän sorsia kuin ympäröivillä tulvattomilla järvillä (Nummi & Holopainen 2014). Tulvien selkärangattomien suuri määrä on osoitettu myös peltotulvikoilta (Eglington ym. 2010). Erityisiä tulvaympäristöjä ovat erillään muista vesistä olevat kausikosteikot, jotka syntyvät pääasiassa sade- ja lumien sulamisvesien kertymisestä pintavaluntana maaston painanteisiin (Colburn 2004). Näissä kausikosteikoissa ei ole lainkaan kilpailua kalojen kanssa, mutta toisaalta niiden käyttökelpoisuutta rajoittaa kostean kauden pituus, koska keväällä muodostuneet kausikosteikot usein kuivuvat kesän aikana (Brooks 2005, Paton 2005).

## **1.2. Pesäpredaatio**

Lisääntymismenestys ei riipu yksin ravinnosta ja ravinnon hankintaan soveltuvista elinympäristöistä. Erityisesti maahan avoimesti pesivien sorsien munat ovat hyvin alttiita petojen saalistukselle eli pesäpredaatiolle. Pesäpredaatio on yksi merkittävimmistä pesinnän onnistumiseen vaikuttavista tekijöistä ja monilla linnuilla se on yleisin syy lisääntymisen epäonnistumiseen (Ricklefs 1969, Martin 1988, Newton 1998). Sorsien poikaset lähtevät pesästä pian kuoriuduttuaan, eikä emo joudu käyttämään energiaansa poikasten ruokkimiseen, joten se voi panostaa enemmän energiaa munien laatuun ja haudontaan (Martin 1987). Tämän vuoksi pesäpredaatio on sorsaemolle erityisen suuri menetys. Munia hautoessaan emot ovat myös itse alttiina saalistukselle (esim. Safine & Lindberg 2008).

Monet tekijät vaikuttavat sorsan pesien predaatorisiin. Erilaiset elinympäristöt elättävät erilaisia petoyhteisöjä (Jobin & Picman 2002, Gunnarsson & Elmberg 2008) ja ihmistoiminta voi osaltaan vaikuttaa petojen esiintymiseen, liikkumiseen ja käyttäytymiseen (Kurki ym. 1998, Manzer &

Hannon 2005, Webb ym. 2012). Yksi ihmisen aiheuttamista ympäristömuutoksista on metsäympäristöjen pirstoutuminen maa- ja metsätalouden vuoksi. Pirstoutumisen on todettu johtavan petojen runsastumiseen ja petoyhteisön monipuolistumiseen (Andrén 1995, Chalfoun ym. 2002). Metsän pirstoutuminen lisää reuna-alueiden määrää ja reunavaikutus luo niin sanotun ekologisen ansan, jossa molempien ympäristöjen pedot käyttävät aluetta ja sen pieniä laikkuja saalistusalueenaan (Andrén & Angelstam 1988, Pasitschniak-Arts & Messier 1995).

Maatalousalueilla pesäpredaation on osoitettu olevan runsaampaa kuin yhtenäisillä metsäalueilla (Pasitschniak-Arts & Messier 1995, Elmberg & Gunnarsson 2007, Gunnarsson & Elmberg 2008, Krüger ym. 2018). Petojen runsauden lisäksi tätä selittää suojaisten pesäpaikkojen vähäisyys (Elmberg & Gunnarsson 2007, Gunnarsson & Elmberg 2008). Myös petoyhteisön rakenne voi vaikuttaa pesäpredaatioon petojen keskinäisten vuorovaikutusten kautta (esim. Carpio ym. 2016)

Pesintäalueen sisällä osa predatioon vaikuttavista tekijöistä ovat riippumattomia emon valinnoista, kuten sääolosuhteet. Esimerkiksi kosteus ja tuuli vaikuttavat pesän paljastavien hajujen kulkeutumiseen (Webb ym. 2012). Pesän sijoittelulla sorsaemo sen sijaan voi yrittää vaikuttaa saalistusriskiin, ja pesäpaikan valinnan onkin havaittu olevan pitkälti sidoksissa juuri petojen välttelyyn (Holopainen ym. 2015). Monien lintujen on osoitettu kykenevän arvioimaan alueen predatioriskiä ja valitsemaan pesäpaikan sen mukaisesti (Roos & Pärt 2004, Fontaine & Martin 2006). Sorsan pesäpaikan turvallisuuteen voivat vaikuttavaa muun muassa kasvillisuus ja etäisyys rannasta. Korkeassa kasvillisuudessa, kuten metsissä, pesien selviytymistodennäköisyys on näkösuojan vuoksi suurempi (Pasitschniak-Arts & Messier 1995, Webb 2012) ja esimerkiksi sinisorsien (*Anas platyrhynchos*) on havaittu suosivan korkeaa kasvillisuutta pesinnässään (Hill 1984b). Toisaalta korkea kasvillisuus voi olla riski emolle, joka ei näe lähestyvää petoa (Safine & Lindberg 2008)

Petojen, kuten kettujen (*Vulpes vulpes*), on havaittu kulkevan rantoja seuraten (Phillips ym. 2004). Näin ollen lähellä rantaa sijaitsevien pesien predatioriski on mahdollisesti suurempi kuin kaukana rannasta. Kuoriutumisen jälkeen avuttomien poikasten on kuitenkin päästävä veteen ja pitkä siirtyminen voi altistaa poikaset petojen saalistukselle. Oletettavasti tämän vuoksi telkkien (*Bucephala clangula*) on todettu suosivan pesintää lähellä rantaa (Pöysä ym. 1999, Senechal ym. 2008). Koloissa pesivien telkkien pesäpredatioriski ja pesiä saalistavat pedot kuitenkin eroavat maassa pesiviin sorsiin nähden (Elmberg & Pöysä 2011). Toisaalta rantapesän selviytyminen saattaa riippua myös rannan ominaisuuksista, kuten tulvaisuudesta. Rantoja pitkin kulkevan pedon voi olla vaikeaa seurata tulvan epäselvää, vaihtelevaa ja mutkittelevaa rantaviivaa tehokkaasti

ravintoa etsien. Pedot voivat muodostaa alueellaan etsintätottumuksia (search image) onnistuneiden ravinnonhankintakokemusten perusteella (Nams 1997). Phillips ym. (2004) esittivät, että alueen tuntevat pedot voivat tehostaa ravinnonhankintaansa keskittämällä etsintänsä kokemustensa mukaan parhaille alueille ja käyttää vähemmän aikaa muualla ympäristössä. Näin ollen eristyneet ja usein pienialaiset kausikosteikot saattavat epäsäännöllisyytensä vuoksi jäädä petojen tavanomaisten reittien ulkopuolelle.

Pesäpaikan ominaisuuksien lisäksi pesien tiheyden on osoitettu kasvattavan pesäpredaatorisriskiä (Hill 1984a, Gunnarsson & Elmberg 2008). Petojen on osoitettu kykenevän käyttämään hyväkseen ympäristön vihjeitä ja kohdistamaan näin saalistustaan (Holloran & Andersson 2005). Elmberg ja Gunnarsson (2007) arvelivat, että nisäkäspedot voisivat käyttää sorsien paikallista runsautta vihjeenä pesämäärästä ja kohdistaa näin saalistustaan sorsan pesiin.

Fennoskandiassa pesiä uhkaavat niin lintu- kuin nisäkäspedotkin (Kauhala ym. 2000, Gunnarsson & Elmberg 2008, Krüger 2018): linnuista erityisesti varsilinnut (Corvidae) ja nisäkkäistä keskikokoiset petoeläimet. Kotoperäisten lajien lisäksi Suomessa esiintyy myös kaksi munia syövää vieraslajia; minkki (*Neovison vison*) ja supikoira (*Nyctereutes procyonoides*). Maailmanlaajuisesti vieraslajeja pidetään elinympäristöjen tuhoutumisen jälkeen suurimpana uhkana alkuperäislajistolle (Vitousek ym. 1997) ja vieraspetojen vaikutus saalislajistoon on usein suurempi kuin luontaisten petojen (Salo ym. 2007).

Minkki on tuotu Suomeen turkistuotantoa varten Pohjois-Amerikasta 1920-luvulla ja karanneista yksilöistä syntyi luonnonpopulaatio 1950-luvulla. 1970-luvulla minkki oli jo levittäytynyt koko Suomeen (Kauhala 1996a). Minkin negatiivinen vaikutus lintujen pesimätiheyteen on osoitettu saaristossa, jossa minkin poistolla saatiin aikaan mm. vesilintulajien, kahlaajien ja pienten lokkilintujen pesimäkannan kasvua (mm. Nordström ym. 2002).

Itä-Aasiasta peräisin olevaa supikoiraa istutettiin Länsi-Venäjälle 1920-luvun lopusta alkaen turkisriistaksi. Suomeen laji alkoi levittäytyä 1950-luvun puolella välissä ja 1970-luvulla supikoira asutti jo suurinta osaa Etelä- ja Keski-Suomesta. Supikoirakannat ovat jatkaneet kasvuaan ja nykyään ne ovat Suomen yleisimpiä keskikokoisia petoja (Kauhala & Kowalczyk 2011). Supikoirien populaatiokoosta ei ole tarkkaa tietoa, mutta metsästystilastot osoittavat supikoirasaaliin tasaisen ja runsaan kasvun viimeisen 40 vuoden aikana (1977: 5 300 yksilöä, 2017: 212 500 yksilöä; Luonnonvarakeskus 2018). Suomessa keinotekoisten fasaanipesien



predaatiokokeessa supikoira oli runsain pesiä ryöstävä petolaji (Krüger 2018). Supikoiran vaikutuksesta sisävesien vesilintujen lisääntymismenestykseen on esitetty erilaisia ja osin ristiriitaisiakin arvioita (Kauhala 2004, Väänänen ym. 2007, Nummi ym. painossa). Saaristossa supikoiran vaikutus pesätuhoihin vaikuttaisi olevan voimakas (Dahl & Åhlén 2018).

### **1.3. Trade-off**

Sorsien lisääntymiselinympäristövaatimukset vaihtelevat lisääntymisen vaiheesta riippuen. Turvallisen pesäpaikan ja laadukkaan poikastenkasvatusympäristön vaatimukset eivät välttämättä täyty saman kosteikon äärellä. Esimerkiksi telkkien on osoitettu kykenevän siirtymään hyvältä pesimälammelta ravintorikkaammalle ruokailulammelle poikasten kuoriuduttua (Pöysä ym. 2015, Paasivaara & Pöysä 2008). Tilanteissa, joissa siirtyminen ei ole mahdollista, sorsaemot joutuvat elinympäristövalinnassaan kompromissi- eli trade-off -tilanteeseen. Tällöin ne joutuvat päättämään, tapahtuuko valinta pesän tuhoutumisriskin vai poikasten kasvun kustannuksella.

### **1.4. Tutkimuksen tavoitteet**

Tässä tutkimuksessa perehdyn sorsien lisääntymiselinympäristövalintaan yhdistäen sorsahavainnot, elinympäristöjen laadulliset ominaisuudet ja pesäpredaatiokokeen tavoitteenani selvittää, joutuvatko sorsaemot trade-off tilanteeseen valitessaan sopivaa pesintä- ja poikue-elinympäristöä.

Tutkimukseni kattaa sekä rehevän maatalousvaltaisen että karun metsävaltaisen tutkimusalueen. Lisäksi tavoitteeni on selvittää vieraspetojen osuutta pesäpredaatioon.

Tutkimuskysymykseni ja hypoteesini ovat seuraavat:

#### **1. Vaikuttavatko alue ja kosteikon ominaisuudet sorsaparien ja poikueiden määrään?**

Maatalousympäristöjen kosteikot ovat oletettavasti reheviä, mistä seuraa korkeampi sorsatiheys (Nilsson & Nilsson 1978). Oletan, että selkärangattomien määrä, tulvaisuus ja rantaviivan pituus lisäävät parien ja poikueiden määrää, koska selkärangattomat ovat sorsien merkittävin proteiinin lähde ja muut edellä mainitut tekijät edesauttavat selkärangattomien runsautta ja saatavuutta (Hornung & Foote 2006, Nummi & Hahtola 2008, Eglington ym. 2010).

## 2. Onko alueella ja pesäpaikalla vaikutusta pesän selviytymiseen?

Pirstoutuneiden maatalousalueiden runsas reunavaikutus lisää petojen määrää ja monimuotoisuutta (Chalfoun ym. 2002), oletettavasti siis myös predaatiota. Petojen on havaittu kulkevan rantoja pitkin (Philips ym. 2004), joten etäällä rannasta tai epäsäännöllisellä tulvarannalla pesän löytymisriski on luultavasti pienempi. Petojen tiedetään kykenevän käyttämään epäsuoria vihjeitä ravinnonhankinnassaan ja parien on epäilty toimivan vihjeenä sorsien pesäpedoille (Holloran & Andersson 2005, Elmberg & Gunnarsson 2007). Näin ollen oletan myös kosteikon parimäärän vaikuttavan pesän selviytymistodennäköisyyteen.

## 3. Vaikuttavatko vieraspedot pesäpredaation määrään?

Minkin vaikutus sorsien pesintään on osoitettu saaristossa (mm. Nordström ym. 2002). Supikoiran tiedetään hyödyntävän lintujen pesiä ja se on myös Suomen runsaslukuisin keskikokoinen nisäkäspeto (Kauhala & Kowalczyk 2011, Dahl & Åhlén 2018, Krüger ym. 2018). Oletan siis vieraspetojen olevan merkittäviä pesäpetoja.

## **2. Aineisto ja menetelmät**

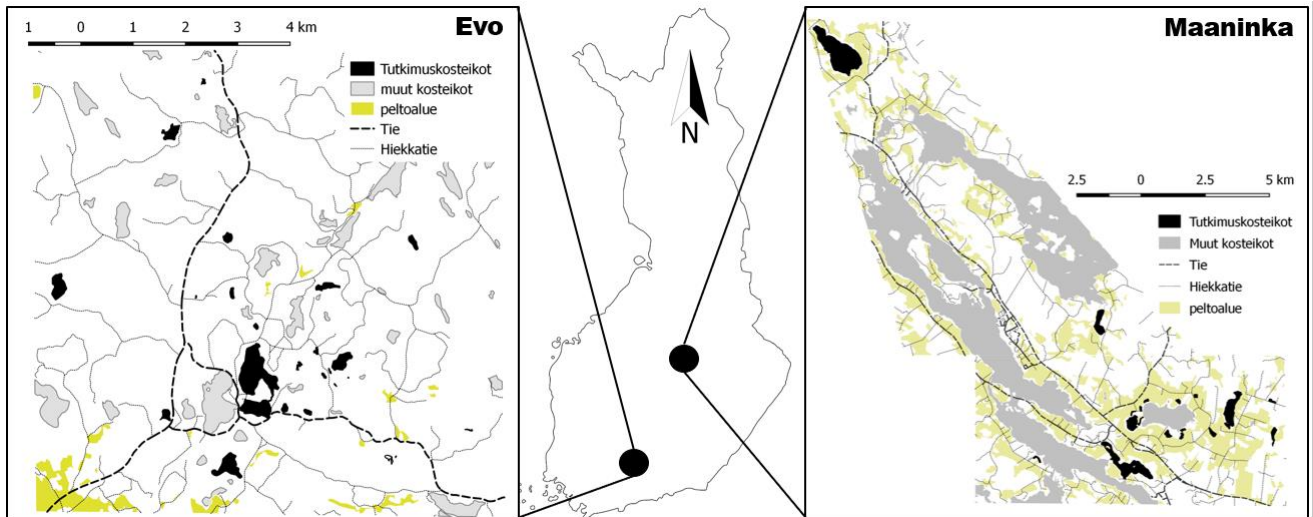
Toteutin tutkimuksen maastotyöt yhdessä ohjaajieni Sari Holopaisen ja Veli-Matti Väänäsen kanssa huhti-heinäkuussa 2017 Evolla ja Maaningalla. Näiltä alueilta mukana oli yhteensä 39 kosteikkoa. Selvittääksemme sorsaparien ja -poikueiden määrää, pesien syödyksi tulemisen todennäköisyyttä ja petolajistoa sekä poikasille soveltuvan ravinnon määrää eri kosteikoilla suoritimme jokaisella kosteikoilla kolme sorsalaskentaa, pesäpredaatiokokeen ja vesiselkärangattomien pyynnin. Koeasetelma on ohjaajieni suunnittelema.

### **2.1. Tutkimusalue**

Evon retkeilyalue sijaitsee Hämeenlinnassa Etelä-Suomessa (61°N, 25°E) ja on valtaosin talouskäytössä olevaa havumetsää. Alueella sijaitsee yli 50 järveä ja lampea, jotka soiden kanssa kattavat noin 10 % alueen pinta-alasta. Alueen rannat ovat paikoin metsään tai suohon rajautuvaa rantaa ja paikoin järviruovikkoa (*Phragmites australis*), saraikkoa (*Carex* spp.) tai järvikortteikkoa

(*Equisetum fluviatile*) (Suhonen ym. 2011). Evon alueen sorsia on seurattu vuodesta 1988 alkaen (mm. Nummi & Holopainen 2014). Alueella esiintyy kanadanmajavia (*Castor canadensis*), jotka patoamalla nostavat vedenpintaa vuosittain osalla alueen kosteikoista. Alueen majavien on arvioitu asuttavan yksittäistä kosteikkoa noin kolmen vuoden ajan (Hyvönen & Nummi 2008). Evon alue on valtion omistuksessa eivätkä maanomistusrajat rajoittaneet kosteikkojen valintaa, joten arvoimme tutkimuskosteikot alueella olevista vaihtoehdoista. Evolla sijaitsevia kosteikoita oli tutkimuksessa mukana 24. Näistä 12 oli niukkaravinteisia eli oligotrofisia järviä, kuusi majavalampia ja kuusi metsässä sijaitsevia kausikosteikoita. Laskin kosteikkojen koon sorsille käytössä olevana tilana eli rantaviivan pituutena. Evon kosteikkojen rantaviivan pituudet vaihtelevat välillä 0,07 – 3,66 kilometriä (keskiarvo 0,82 km). Kiinteärantaisten tutkimusjärvien rantaviivat ovat keskimäärin 1,23 kilometriä ja tulvikoiden (majavalammet ja kausikosteikot) 0,41 kilometriä pitkiä. Evon metsävaltaisuudesta kertoo se, ettei tutkimusjärvien ympärillä ei ole lainkaan peltoalueita 200 metrin etäisyydellä. Laskin rantaviivan pituudet ja ympäristön pelto-osuudet käyttäen Maanmittauslaitoksen maastotietokannan aineistoja (5/2017) ja QGIS-ohjelmaa (versio 2.18.7, QGIS Development Team 2017).

Maaninka sijaitsee Kuopiossa keskisessä Suomessa (63°N, 27°E). Alueen kosteikot ovat pääosin viljelyalueiden reunustamia ja reheviä. Kosteikoiden runsas kasvillisuus on pääosin saraikkoja kortteikkoja, ruovikkoja ja kaislikkoja (*Schoenoplectus lacustris*) (Väänänen 2001). Maaningan tutkimusjärvistä osa on luokiteltu kansainvälisesti tärkeiksi lintuvesiksi (Natura 2000, IBA; Leivo ym. 2002). Maaningalla alueet ovat jakautuneet yksityisomistuksessa oleviin alueisiin, joten lupien hakeminen maanomistajilta rajoitti tutkimuskosteikoiden valintaa. Maaningalla sijaitsevia kosteikoita oli mukana 15. Näistä kuusi oli eutrofisia eli runsasravinteisia järviä, seitsemän järvien rantapelloille muodostuneita kausikosteikoita, yksi metsässä sijaitseva kausikosteikko ja yksi tulvikon kaltainen kalaton jätevesiallas. Maaningan tutkimuskosteikot ovat keskimäärin suurempia kuin Evolla ja rantaviivan pituudet vaihtelevat välillä 0,5 – 7,7 kilometriä (keskiarvo 2,19 km). Tulvikkojen rantaviivan keskiarvopituus on 0,98 km ja muiden kosteikoiden 4 km. Maaningan tutkimuskosteikkojen ympäristön 200 metrin vyöhykkeestä on keskimäärin 61 prosenttia peltoaluetta.



**Kuva 1.** Tutkimusalueiden kartat. Vasemmalla Evon alue ja oikealla Maaninka.

## 2.2. Sorsalaskennat

Suoritimme sorsalaskennat kullakin kosteikolla kolme kertaa kevään ja kesän aikana. Laskimme parimäärät noin viikko jäiden sulamisen jälkeen Evolla 1. – 3.5. ja Maaningalla 15. – 26.5.

Poikuemäärät laskimme Evolla 4. – 8.6. ja 1. – 2.7. ja Maaningalla 17. – 21.6. ja 3. – 5.7.

Toteutimme laskennat vesilintulaskentojen havainnointiohjeita (Koskimies & Väisänen 1991) noudattaen. Kiersimme kosteikot rantoja seuraten jalkaisin, kanootilla, SUP-laudalla (Stand up paddling) tai soutuveneellä jatkuvasti lintuja havainnoiden. Kiertomenetelmä valittiin kosteikon koon, kasvillisuuden ja saavutettavuuden perusteella siten, että katvealueet jäisivät mahdollisimman pieniksi. Yhdellä kosteikolla suoritimme laskennan pistelaskentana runsaan kasvillisuuden vuoksi. Laskimme parimäärään erillään olevien parien lisäksi yksinäiset ja pienissä ryhmissä olevat koiraat tai yksittäiset naaraat, jos niitä oli koiraita enemmän. Yli neljän linnun koirasryhmiä emme laskeneet, koska niitä ei voi tulkita kosteikolla pesiviksi. Poikueeksi tulkitsimme nähtyjen poikasten lisäksi hätäisesti varottelevat naaraat, koska tiheän kasvillisuuden seasta poikasia ei aina voinut nähdä.

### 2.3. Vesiselkärangattomien pyynti

Selvitimme sorsanpoikasille tärkeän vesiselkärangatonravinnon määrää kosteikolla aktiivisuus- ja kuoriutuvaispyydyksillä (kuva 2). Aktiivisuuspyydyksillä pyydetään pinnan alla liikkuvia vesiselkärangattomia. Käyttämämme pyydykset vastasivat Hyvösen ja Nummen (2000) esittelemiä. Pyydys on yhden litran kokoinen kirkas lasipurkki. Sen kannen tilalle on asetettu läpikuultava vaalea suppilo, joka on leveästä päästään 100 millimetrin ja kapeasta päästä 23 millimetrin levyinen. Upotimme pyydykset noin 25 senttimetrin syvyyteen rantaveteen vaakatasoon siten, että suppilo suuntautui pois päin rannasta. Koska osassa tutkimuskosteikoista elää vesiliskoja eli mantereita (*Lissotriton vulgaris*), jätimme pyydykseen aina hieman ilmaa estääksemme pyydykseen päätyviä mantereita hukkumasta. Kokeen päätyttyä nostimme pyydykset varovasti vedestä, poistimme suppilot ja valutimme pyydysten sisällä olleet vedet pois 0,25 millimetriä tiheän siivilän läpi. Tyhjensimme siivilään jääneet saaliit huolellisesti näyteastiaan, johon kaadoimme lopuksi etanolia näytteen säilömiseksi. Tutkimme näytteet myöhemmin mikroskoopin avulla.

Kuoriutuvaispyydyksillä kerättiin veden pinnalle nousseita koteloistaan kuoriutuvia hyönteisiä, joihin kuuluvat tutkimusalueellamme erityisesti kaksisiipiset, kuten hyttyset (Culicidae) ja surviaissääsket (Chironomidae). Käyttämämme pyydykset vastaavat suurelta osin Danellin ja Sjöbergin (1977) käyttämiä. Pyydyksemme oli viiden litran kokoinen valkoinen muoviämpäri, johon oli kiinnitetty leveästä päästään 200 millimetriä ja kapeasta päästään 40 millimetriä leveä valkoinen suppilo. Jotta pyydys ei karkottaisi kuoriutuvia hyönteisiä pimeydellään, sen pohjaan oli leikattu verkolla peitetty pyöreä aukko. Pyydyksen reunoihin kiinnitettyjen styrox-palojen avulla pyydys kellui veden pinnalla. Meidän pyydyksissämme oli muista tutkimuksista poiketen suppilon kapeaan päähän ämpärin sisäpuolelle kiinnitetty tiheä valkoinen harsopussi. Kiinnitimme pussin magneetin avulla pyydysämpärin pohjassa olevaan verkkoon, jotta pussi pysyi avoimena eikä tukkinut sisääntuloaukkoa. Asetimme pyydykset kellumaan rantaveteen. Pyyntin päätyttyä laskimme ja määritimme pussissa olevat hyönteiset.

Asetimme kolme kappaletta molempia pyydystyyppejä jokaiselle tutkimuskosteikolle pareittain siten, että jokaisen aktiivisuuspyydyksen lähelle sijoitettiin myös kuoriutuvaispyydys. Sijoitimme pyydysparit siten, että yksi pari tuli rannan kasvillisuudeltaan rehevimpään kohtaan, yksi karuimpaan kohtaan ja yksi näiden välille. Pidimme pyydyksiä kullakin kosteikolla kaksi vuorokautta. Pyyntit toteutettiin ensimmäisen poikuelaskennan aikaan Evolla 3. – 8.6. ja Maaningalla 23. – 27.6.

Pyydystetyt selkärangattomat määritettiin ryhmästä riippuen luokka-, lahko- tai heimotasolle. Jaoimme selkärangattomat pituusluokkiin jokaisen taksonin keskimääräisen pituuden mukaan (ks. Nudds & Bowlby 1984; liite 1). Käyttäen näitä pituusluokkia lukumäärien kertoimena saimme arvioitua kosteikkokohtaiset selkärangatonindeksit. Pareina olleiden aktiivisuus- ja kuoriutuvaispyydyksen selkärangattomien pituudet laskettiin yhteen ja lopullinen indeksiarvo, millimetriä / pyydyspari, saatiin kunkin kosteikon kolmen pyydysparin keskiarvosta.



**Kuva 2.** Selkärangatonpyydykset, joista edessä aktiivisuuspyydys ja taustalla kuoriutuvaispyydys.

## 2.4. Pesäpredaatiokoe

Selvitimme sorsan munien syödyksi tulemisen todennäköisyyttä ja pesiä tuhoavia petolajeja pesäkokeella (kuva 3). Teimme kaksi keinotekoista sorsan pesää jokaiselle tutkimuskosteikolle: yksi pesä 0 – 5 metriä rantaviivasta ja toinen pesä metsään kauemmaksi rannasta. Evolla sijoitimme metsäpesät vähintään 70 metrin päähän rannasta. Maaninnan metsäpesät sijoitettiin kauemmas rannoista metsien laikuittaisen esiintymisen ja maanomistusrajojen vuoksi. Evolle koepesiä



asetettiin yhteensä 46 ja Maaningalle 42. Arvoimme pesien sijoituspaikat Evolla, mutta Maaningalla maanomistajaluvat määrittivät pesäpaikat. Sijoitimme pesät puun tai muun suojan viereen siten, että pesä oli osittain piilossa niin sivuilta kuin ylhäältäkin katsottuna. Teimme pesät muistuttamaan munintavaiheessa olevaa sinisorsan pesää. Rakensimme pesän käyttäen lähiympäristön materiaaleja, kuten heiniä. Muodostimme niistä maljamaisen pesän, josta munat eivät vierineet pois. Asetimme pesään kaksi tarhatun sinisorsan munaa ja muutamia metsästetyn naarassinisorsan untuvia ja höyheniä, jotta pesä muistuttaisi hajultaan luonnollista pesää. Emme peittäneet munia, koska luonnollisissakin pesissä naaras peittelee munat vasta muninnan loppuvaiheissa (Cornell Lab of Ornithology 2018). Käsittelimme pesää ja munia nitrilikäsinein, jotta pesään tarttuisi mahdollisimman vähän hajuja. Vastaavia tekopesiä on käytetty tutkimuksissa myös aiemmin (esim. Gunnarsson & Elmberg 2008).



**Kuva 3.** Pesäpredaatiokokeen asetelma.

Usein pesäpredaatiotutkimuksissa pesän ryöstäjä yritetään määrittää muniin ja pesäpaikalle jääneistä jäljistä, mutta tällaiseen määrittelyyn sisältyy suurta epävarmuutta (Larivière 1999,

MacDonald & Bolton 2008). Selvittääksemme luotettavasti pesällä käyvät petolajit ja pesän tuhoutumisajankohdan asetimme jokaiselle pesälle riistakameran. Käytimme Uovision- ja Niteforce -merkkisiä kameroita, jotka asetimme puuhun tai puiseen tolppaan siten, että ne kuvasivat pesää 1 – 1,5 metrin päästä. Kamerate asennettiin ottamaan aktiivisuutta havaitessaan kolme perättäistä kuvaa, joiden jälkeen seurasi minuutin viive.

Pesäpredaatiokoe kesti kullakin järvellä seitsemän vuorokautta, emmekä vierailleet pesillä kokeen aikana. Tarkastimme pesien kohtalon viikon jälkeen. Pesät asetettiin ja kamerat noudettiin kello yhdeksän ja 16:n välillä. Koevuorokausi alkoi kello 12 ja kesti 24 tuntia. Toteutimme kokeen Evolla 17.4 – 24.4. sekä 25.4. – 2.5. ja Maaningalla 11.5. – 18.5. sekä 19.5. – 26.5.

## **2.5. Tilastollinen tarkastelu**

### **2.5.1. Pari- ja poikueanalyysit**

Arvioidakseni parien ja poikueiden määriin vaikuttavia tekijöitä käytin havaintoyksikkönä kosteikkoa. Jokainen kosteikko sai arvon havaittujen pari-, poikue- ja selkärangattomien lisäksi rantaviivan pituudesta sekä tiedon siitä, kummalla alueella kosteikko sijaitsee, tulviiko se ja predatoitiinko rannassa ollut pesä. Selkärangattomien määrään tein muunnoksen jakamalla arvon sadalla malleihin sovittamisen vuoksi. Taustatiedoksi selkärangattomien merkitykselle analysoin myös selkärangattomiin vaikuttavia tekijöitä. Näitä malleja varten tein selkärangattomien määrälle jakauman vuoksi logaritmimuunnoksen. Toteutin tilastoanalyysit RStudio-ohjelmalla (R-versio 3.4.1; R Core Team 2017). Koska alue vaikuttanee sorsamääriin laajemmin kuin kosteikkokohtaiset tekijät, analysoin alueen vaikutuksen pari- ja poikuetiheyteen (paria/kilometri rantaa; poikuetta/kilometri rantaa) ensin kaksisuuntaisella *t*-testillä. Lisäksi vertasin alueiden poikuetuottoa (poikuetta/pari) kaksisuuntaisen *g*-testin avulla siten, että havaittuina arvoina toimivat Evon poikueiden ja poikueettomien parien määrä. Odotettuina arvoina toimivat Maaningan vastaavat määrät.

Sekä pari- että poikuehavaintoaineisto, kuten laskenta-aineistot yleensä, sisältävät runsaasti nollahavaintoja, joten käytin kosteikkokohtaisten vaikutusten tarkasteluun zero-inflated Poisson (ZIP) -malleja. Koska Poisson-mallilla tarkasteltuna parien jakaumassa oli ylihajontaa, käytin parien analysointiin vastaavaa negatiivista binomiaalijakaumaa (ZINB). Mallin toteutukseen käytin glmmTMB-paketista (Brooks ym. 2017) saatavaa yleistettyä lineaarista sekamallia. Parimäärän



selittäjinä sisällytin analyysiin selkärangattomien määrän, tulvaisuuden ja rantaviivan pituuden sekä satunnaisvaikutukseksi alueen. Poikuemäärälle asetin selittäväksi muuttujaksi edellä mainittujen lisäksi myös rannan koepesän kohtalon. Vertailin mallivaihtoehtoja kaikilla eri selittäjäyhdistelmillä ja valitsin soveltuvimman mallin Akaiken informaatiokriteerin (AIC) perusteella. Valitsin mallin, joka sisälsi mallivaihtoehtoista eniten selittäviä muuttujia, joiden AIC:n ero parhaaseen oli alle kaksi ( $\Delta AIC > 2$ ). Varmistin vielä selittävien muuttujien AIC-painojen avulla, ettei malliin olennaisesti vaikuttavia muuttujia hylätty.

Poikueiden määriä analysoitaessa minun täytyi huomioida, että kolmella kosteikolla oli enemmän kuin yksi koepesä ja saman kosteikon pesien kohtalot olivat erilaiset. Toteutin analyysit molemmilla vaihtoehtoilla (pesät säilyneet/pesät tuhoutuneet) varmistaakseni, ettei tämä tulkinta vaikuta tuloksiin. Yhdellä kosteikolla ei suoritettu pesäpredaatiokoetta, joten tämä kosteikko hylättiin poikuemäärien analyysistä.

Selkärangattomien määrää selittävien tekijöiden tarkastelussa käytin yleistettyä lineaarista mallia, jossa selitettävänä muuttujana on logaritimuunnettu selkärangattomien määrä ja selittäjinä alue sekä tulvaisuus. Myös tässä tapauksessa kaikista selittäjäyhdistelmistä sopivin malli valittiin AIC:n perusteella.

#### 2.5.2. Pesäpredaatioanalyysit

Pesien selviytymistodennäköisyyksien tarkasteluun käytin pesäpredaatiokokeen päivittäisiä havaintoja. Annoin jokaiselle vuorokausihavainnolle pesän kohtaloa kuvaavan arvon: 1 jos pesä selviytyi, 0 jos se tuhoutui. Koska yksi pesä voi tulla tuhotuksi vain kerran, nolliä tulee pesälle korkeintaan yksi ja pesän päivittäishavaintoja sen mukaan, kuinka monta päivää pesä selviytyi. Jos pesä selviytyi koko viikon, sai se seitsemän havaintoa arvolla 1. Ensimmäisenä päivänä tarkastelussa oli mukana 86 pesää (taulukko 1). Hylkäsin kaksi ryöstettyä pesää aineistosta, koska pesän tuhoutumisajankohtaa ja petolajia ei saatu selville kameran toimintavirheen vuoksi. Jokainen havainto sai myös vuorokausitiedon (1-7) sekä pesäpaikkatietoja: kummalla tutkimusalueella pesä sijaitsi, oliko pesä rannassa vai kaukana rannasta ja oliko ranta tulviva. Tulvaisuuden vaikutuksen tarkasteluun käytin vain rantapesiä, joita analyysissä oli mukana 43 (taulukko 1).

**Taulukko 1.** Selviytymisanalyysein sisältyneet koepesät vuorokausittain.

	1	2	3	4	5	6	7
Pesien määrä	86	75	69	61	56	53	52
– joista rantapesiä	43	36	32	28	26	24	23

Käytin pesien selviytymisen analysointiin tavallisen logistisen regressiomallin sijaan Shafferin (2004) logistisen altistuksen mallia (logistic exposure model) ohjaajani ohjeiden mukaan. Tämä malli on erityisesti pesäpredaatiotutkimuksille suunniteltu. Kuten logistinen regressio, logistinen altistusmalli vaatii binomiaalisen aineiston ja käyttää S-muotoista logistista funktiota, mutta logistisen altistusmallin linkkifunktio sisältää havaintojaksosta kertovan eksponentin  $1/t$ :

$$g(\text{selviytymistodennäköisyys}) = \log_e \left( \frac{\text{selviytymistodennäköisyys}^{\frac{1}{t}}}{1 - \text{selviytymistodennäköisyys}^{\frac{1}{t}}} \right)$$

Logistisessa altistusmallissa – toisin kuin muissa yleisesti käytetyissä selviytymisanalyysimalleissa – voidaan käyttää satunnaisvaikutusta, mikä oli analyyseissäni tarpeellista.

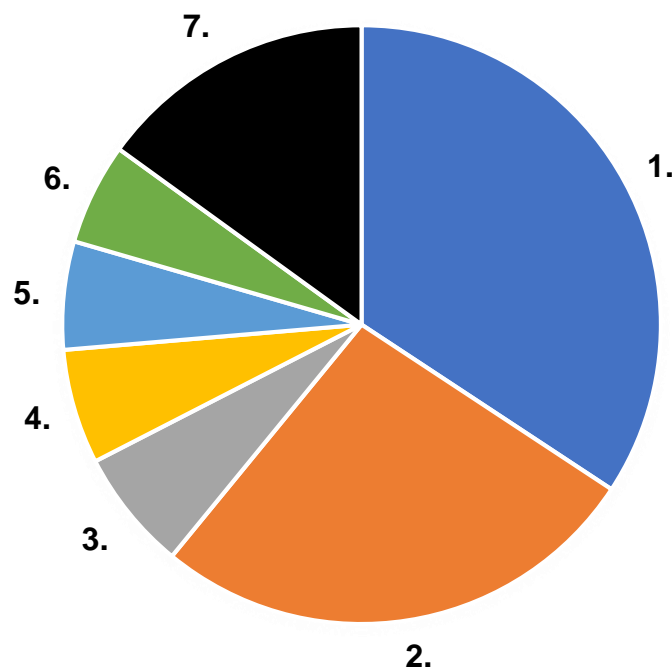
Asetin mallin selittäjiksi vuorokauden, alueen sekä etäisyyden rannasta (rannassa / kaukana rannasta). Valitsin parhaimman mallin jälleen AIC:n perusteella. Tulvaisuuden vaikutuksia tarkastelin vain rantapesäaineistolla. Tässä mallissa asetin alueen ja vuorokauden satunnaisvaikutukseksi, joten mallivaihtoehtoja oli vain yksi.

Tarkastelin sorsien parimäärän ja vieraspetojen vaikutusta pesäpredaatioon aineistolla, jossa havaintotasona on pesä. Parimäärän vaikutusta pesäpredaatioon tarkastelin pari- ja poikueanalyysissä käytetyllä kosteikkoaineistolla. Asetin pesän kohtalon selitettäväksi ja parimäärän selittäväksi muuttujaksi sekä alueen satunnaisvaikutukseksi logistisen regression sekamalliin. Vieraspetojen merkitystä tarkastelin yksisuuntaisella  $g$ -testillä, jossa havaittuina arvoina toimivat ryöstettyjen ja selvinneiden pesien määrät. Odotetut arvot saatiin vähentämällä vieraspetojen ryöstämät pesät ryöstettyjen pesien kokonaismäärästä. Selvinneiden pesien määrää ei odotettuihin arvoihin muutettu, koska menetelmällä ei voida todeta, että vieraspetojen ryöstämät olisivat selvinneet ilman vieraspetoja.

### 3. Tulokset

#### 3.1. Selkärangattomat, sorsaparit ja poikueet

Tutkimuskosteikoilla yleisimmät havaitut selkärangattomien taksonit olivat hankajalkaiset (Copepoda), vesikirput (Cladocera), vesipunkit (Hydracarina), surviaissääskien toukat (Chironimidae), muut kaksisiipistoukat (Diptera), siirat (Isopoda) ja sukeltajat (Dytiscidae). Pituusbiomassaindeksin perusteella runsaimmat taksonit taas painottuvat suurikokoisiin selkärangattomiin (kuva 4). Siirujen suuri osuus koko pituusbiomassasta johtuu selkärangattomiltaan runsaimman kosteikon, Evon Hautrimmen erityisen suuresta siiramäärästä (2848 mm).

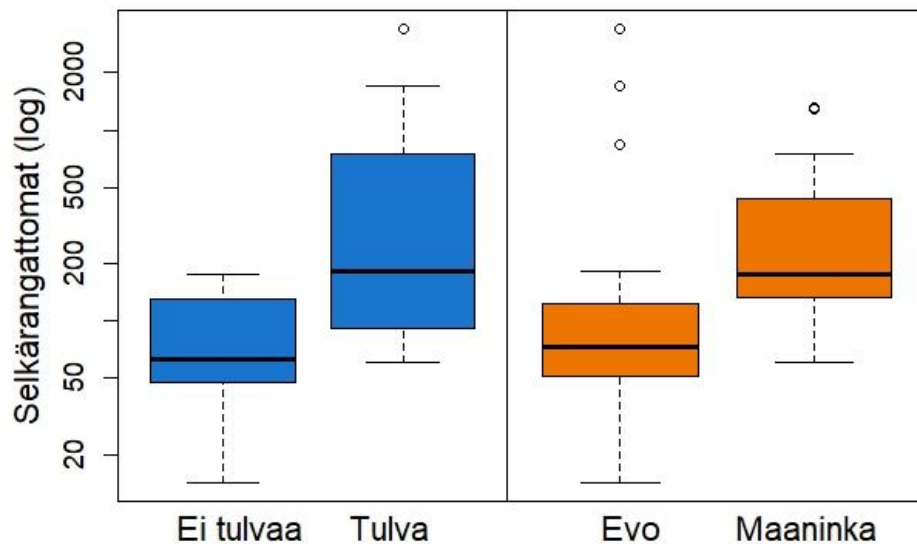


**Kuva 4.** Vesiselkärangattomien runsaus pituusbiomassan mukaan. Taksonit ovat myötäpäivään ylhäältä katsoen 1. sukeltajat (4523 mm), 2. siirat (3516 mm), 3. hyttyset (Culicidae; 862 mm), 4. malluaiset (Notonectidae; 818 mm), 5. hankajalkaiset (770 mm), 6. vesikirput (723 mm), 7. muut vesiselkärangattomat (1983 mm).

Sekä alue että tulvaisuus sisältyivät AIC:n mukaan sopivimpaan selkärangatonmalliin. Tulvivilla kosteikoilla vesiselkärangattomien biomassa oli suurempi kuin tulvattomilla ja Maaningalla suurempi kuin Evolla (taulukko 2). Tulvaisuuden vaikutus oli aluevaikutusta voimakkaampi.

**Taulukko 2.** Vesiselkärangattomiin vaikuttavien tekijöiden mallin estimaatit. Alue ja tulvaisuus ovat kaksitahoisia selittäjiä (Evo, Maaninka; ei tulvaa, tulva), joissa Evo ja tulvattomuus sisältyvät vakiotermiin. Selittäjien merkitsevät  $p$ -arvot on lihavoitu ( $p < 0,05$ ).

	Estimaatti	keskivirhe	$t$ -arvo	$p$ -arvo
Vakiotermi	3,96	0,25	15,55	< 0,001
Alue (Maaninka)	0,73	0,32	2,26	<b>0,029</b>
Tulvaisuus (tulva)	1,27	0,32	4,03	<b>&lt; 0,001</b>



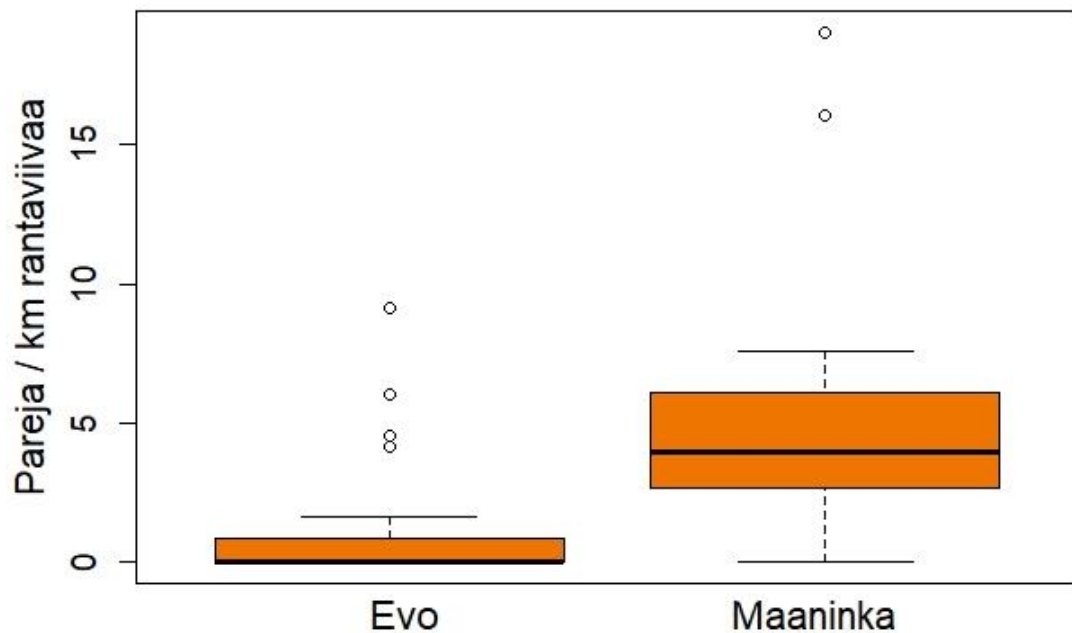
**Kuva 5.** Kosteikoiden selkärangattomien pituusbiomassat millimetreinä/ pyydyspari (logaritmisella asteikolla) tulvaisuuden (sininen) ja alueen (oranssi) mukaan.

Sorsalaskennoissa havaittiin yhteensä seitsemän sorsalajia: sinisorsa (72 paria / 12 poikuetta), tavi (*Anas crecca*, 117/7), haapana (*Mareca penelope*, 15/4), jouhisorsa (*Anas acuta*, 5/2), telkkä (38/27), lapasorsa (*Spatula clypeata*, 23 paria) ja tukkasotka (*Aythya fuligula*, 5 paria). Telkät kuitenkin sivuutettiin aineistosta, koska ne eroavat muista havaituista sorsista pesimällä koloissa. Näin ollen sorsa-aineisto koostuu yhteensä 228 parista ja 25 poikueesta.

Maaningalla sorsaparien tiheys oli suurempi kuin Evolla ( $t$ -testi,  $t = 2,97$ ,  $p = 0,008$ ; kuva 6). Kosteikkotasolla parien määrää selittävistä malleista sopivin AIC:n mukaan oli globaali malli, joka sisälsi kaikki selittäjät: rantaviivan pituuden, tulvaisuuden ja selkärangattomien määrän. Kaikki edellä mainitut tekijät vaikuttavat sorsaparien määrään (taulukko 3). Selkärangattomien määrä ja rantaviivan pituus vaikuttavat positiivisesti sorsaparien määrään, joskaan vaikutukset eivät ole erityisen voimakkaita. Tulvaisuus sen sijaan vaikuttaa negatiivisesti parimääriin. Aluevaikutus huomioitiin kosteikkotasoon mallissakin satunnaisvaikutuksena.

**Taulukko 3.** Sorsien parimääriin vaikuttavien tekijöiden mallin estimaatit. Tulvaisuus on kaksitahoinen selittäjä, jossa tulvattomuus sisältyy vakiotermiin. Selittäjien merkitsevät *p*-arvot on lihavoitu (*p* < 0,05).

	Estimaatti	keskihajonta	z-arvo	<i>p</i> -arvo
Vakiotermi	0,95	0,55	1,74	0,082
Tulvaisuus (tulva)	-0,76	0,29	-2,59	<b>0,010</b>
Selkärangattomien määrä	0,13	0,03	4,84	<b>&lt; 0,001</b>
Rantaviivan pituus	0,17	0,05	3,77	<b>&lt; 0,001</b>



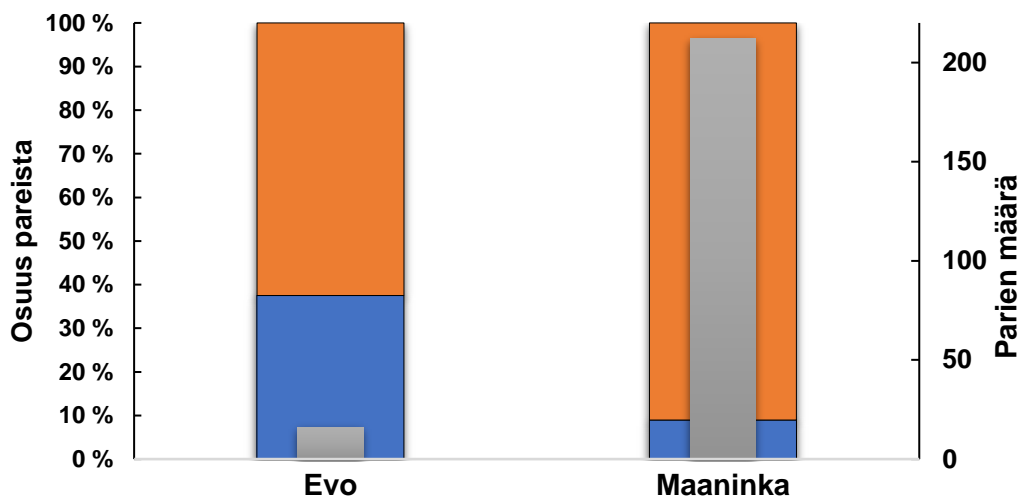
**Kuva 6.** Kosteikkojen sorsaparien tiheys alueittain.

Sorsapoikueita on tässä aineistossa vain vähän. Poikueita havaittiin enemmän Maaningalla, mutta poikuetiheyksien ero ei ole tilastollisesti merkitsevä ( $t = 0,83$ ;  $p = 0,413$ ). Kosteikkokohtaisista tekijöistä ei sopivimpaan malliin sisällynyt kuin rantaviivan pituus. Seuraavaksi parhaan mallin AIC:n ero parhaaseen oli alle kaksi yksikköä. Valitsin tämän mallin, koska se sisälsi enemmän hypoteeseihin sisällyneitä selittäjiä: rantaviivan pituuden ja tulvaisuuden. Petoriski (rannan koepesän kohtalo) ei sisällynyt sopivimpiin malleihin. Tähän tulokseen ei vaikuttanut tulkinta pesien kohtalosta kosteikoilla, joissa oli useampi, kohtaloiltaan eroava pesä. Rantaviivan pituus oli kosteikkotekijöistä ainoa merkitsevästi poikueisiin vaikuttava tekijä (taulukko 4). En tarkastellut parien määrän vaikutusta poikueisiin, koska parit ja rantaviiva korreloivat, joten niiden vaikutuksia ei voi erottaa toisistaan.

**Taulukko 4.** Poikueiden määrään vaikuttavien tekijöiden mallin estimaatit. Selittäjien merkitsevät  $p$ -arvot on lihavoitu ( $p < 0,05$ ).

	Estimaatti	keskihajonta	z-arvo	$p$ -arvo
Vakiotermi	-1,28	0,55	-2,31	0,021
Rantaviivan pituus	0,26	0,10	2,75	<b>0,006</b>
Selkärangattomien määrä	0,01	0,05	0,23	0,817

Vaikka sorsien kokonaismäärät olivat suuremmat Maaningalla, poikuetuotto parimäärään suhteutettuna oli korkeampi Evolla (G-testi,  $G^2 = 9,61$ ,  $p = 0,002$ ; kuva 7).



**Kuva 7.** Poikuetuotto alueittain. Harmaat palkit edessä edustavat parien kokonaismäärää. Taustalla palkkien sininen alaosa edustaa niiden parien osuutta, jotka onnistuivat poikueiden saannissa (poikuemäärä) ja ylempi oranssi osa poikueettomien parien osuutta.

### 3.2. Pesäpredaatio

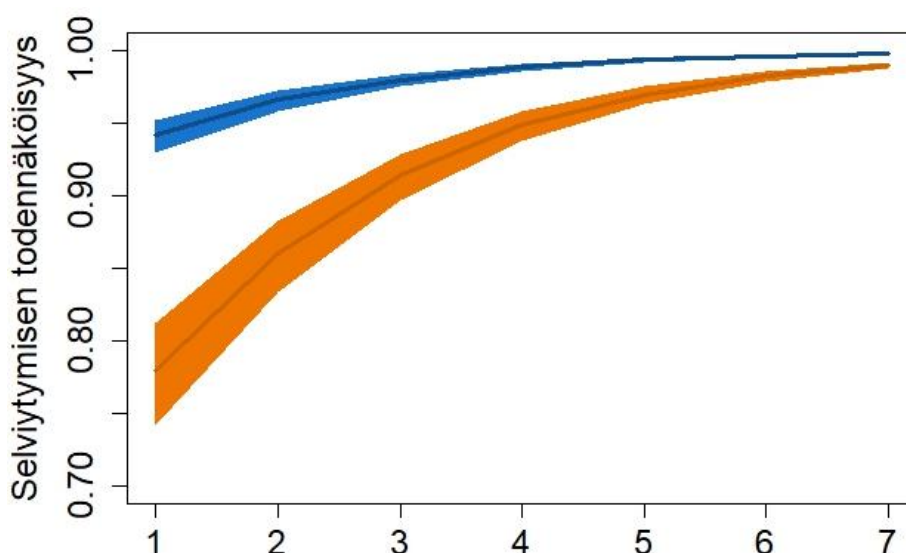
Tässä tutkimuksessa oli mukana yhteensä 88 koepesää, joista 37 ryöstettiin. Kahdessa koepesässä kameran toimintahäiriö esti petolajin ja tuhoutumisajankohdan tunnistamisen, joten pesät hylättiin aineistosta. Yhteensä selviytymisanalyysiin sisältyi siis 86 koepesää, joista 35 ryöstettiin.

Selviytymisanalyysimalleista AIC:n mukaan sopivin malli sisälsi kaikki selittäjät: vuorokauden, alueen ja etäisyyden rannasta. Pesän alttiinaoloaika (vuorokausi) ja alue vaikuttavat pesän selviytymistodennäköisyyteen, mutta rannan etäisyyden ja tulvaisuuden vaikutusta ei tällä aineistolla voida osoittaa (taulukko 5.). Maaningalla pesien selviytymistodennäköisyys on pienempi

kuin Evolla. Pesän selviytymistodennäköisyys on pienin ensimmäisenä päivänä, mutta kasvaa päivä päivältä (kuva 8).

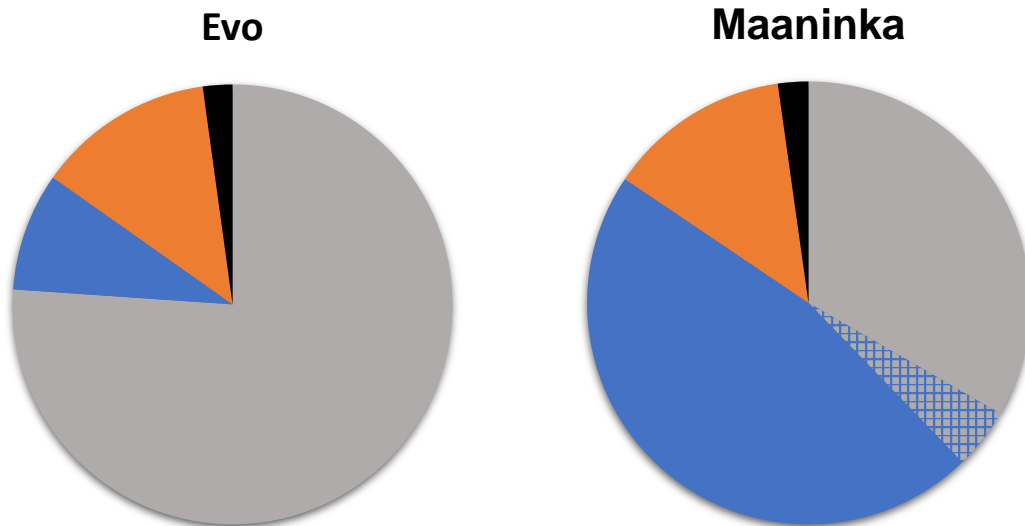
**Taulukko 5.** Pesien selviytymistodennäköisyyteen vaikuttavien tekijöiden mallin estimaatit. Tulvaisuuden tarkasteluun sisältyivät vain rantapesät (taulukon alaosa). Kaksitahoisissa alueessa, sijainnissa (rannassa, kaukana rannasta) ja tulvaisuudessa Evo, ranta ja tulvattomuus sisältyvät vakiotermiin. Selittäjien merkitsevät *p*-arvot on lihavoitu ( $p < 0,05$ ).

Koko pesäaineisto	Estimaatti	keskivirhe	z-arvo	<i>p</i> -arvo
Vakiotermi	2,24	0,47	4,76	< 0,001
Vuorokausi	0,55	0,1	5,3	<b>&lt; 0,001</b>
Alue (Maaninka)	-1,53	0,38	-3,99	<b>&lt; 0,001</b>
Sijainti (kaukana rannasta)	0,51	0,35	1,45	0,148
Rantapesäaineisto				
Vakiotermi	3,34	0,70	4,79	< 0,001
Tulvaisuus (tulva)	0,49	0,44	1,13	0,261



**Kuva 8.** Selviytymisen todennäköisyys alttiinaoloajan mukaan. Selviytymistodennäköisyyden ollessa 1, kaikki pesät selviytyvät. Alempi oranssi viiva edustaa Maaningan pesiä ja ylempi sininen viiva Evon pesiä. Vyöhykkeet viivojen ympärillä kertovat 95 % -luottamusvälin.

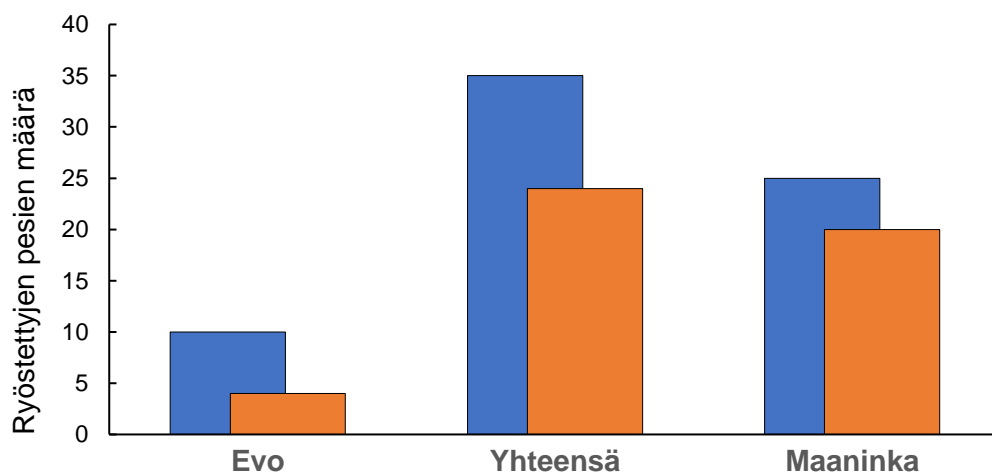
Pesäpredaatiokokeissa pesiä ryösti kahdeksan lajia: harakka (*Pica pica*, 11 pesää), supikoiria (10), varis (*Corvus corone cornix*, 7), närhi (4), korppi (*Corvus corax*, 1), näätä (*Martes martes*, 1), minkki (1) ja ruskosuohaukka (*Circus aeruginosus*, 1). Linnut ryöstivät suurimman osan pesistä ja niiden merkitys korostui erityisesti Maaningalla. Nisäkkäät ryöstivät pesiä saman määrän molemmilla tutkimusalueilla (kuva 9).



**Kuva 9.** Pesien kohtalo ja pesäpetot ryhmittäin. Ylhäältä myötäpäivään: pesä selvisi (harmaa), lintu ryösti pesän (sininen), nisäkäs ryösti pesän (oranssi), pesäpeto tuntematon (musta). Kahdella Maaningan pesällä varislinnut löysivät pesän, mutta eivät tuhonneet sitä kokeen aikana (ruutukuvio).

### 3.3. Vieraspedit

Vieraspedit, supikoira ja minkki, ryöstivät yhteensä 11 pesää. Näistä pesistä kuitenkin vain yksi oli minkin ja loput kymmenen supikoiran ryöstämiä. Supikoira oli pesäpetona neljällä pesällä Maaningalla ja kuudella pesällä Evolla. Minkin ryöstämä pesä sijaitsi Maaningalla. Kaikkiaan 31 % ryöstetyistä pesistä tuli vieraspetojen ryöstämäksi ja vieraspetojen osuus koko predaatiosta on merkitsevä ( $G^2 = 2,93$ ,  $p = 0,044$ ; kuva 10).



**Kuva 10.** Vieraspetojen osuus predaatiosta. Vasemman puoleiset siniset pylväät edustavat kaikkia pesätuhoja ja oikean puoleiset oranssit pylväät muiden kuin vieraspetojen aiheuttamaa pesätuhoa. Vieraspetojen osuus on pylväiden välinen ero.



## 4. Tulosten tarkastelu

Tässä tutkimuksessa tarkastelin sorsien ravinnon määrää ja pesäpredaatiota erilaisissa ympäristöissä. Tutkimuksen tulokset viittaavat sorsaien joutuvaan trade-off -tilanteeseen lisääntymisaluetasolla ja että alue vaikuttaa sorsien esiintymiseen ja pesien selviytymiseen. Tutkimuksen perusteella kosteikon ominaisuuksilla, kuten koolla ja ravinnon määrällä on vaikutusta sorsaparien määrään, vaikka kosteikkotasolla trade-off -tilannetta ei tällä aineistolla havaittu. Lisäksi osoitan, että supikoiralla on merkitystä sorsien pesien saalistajana. Tämä tutkimus korostaa myös riistakameran hyödyllisyyttä pesäpredaatiotutkimuksessa.

### 4.1. Elinympäristön vaikutus sorsien esiintymiseen

Alue vaikutti sorsaparien tiheyteen ja rantaviivan pituus sekä vesiselkärangattomien määrä vaikuttavat positiivisesti sorsaparien esiintymiseen. Alueellisia eroja voivat selittää erilaiset tekijät, mutta selkein ero tutkimusalueiden välillä on metsien ja maatalousalueiden välinen suhde. Maatalousvaltaisella Maaningalla sorsaparien tiheydet olivat suurempia. Maatalouden selvimmät vaikutukset sorsille tulevat sen rehevöittämien kosteikkojen myötä. Yleisesti makeissa vesissä fosfori ja typpi rajoittavat perustuotantoa (Elser ym. 2007). Viljelyalueet ovat luontaisesti ravinnerikkaita ja maatalous myös lisää fosforin ja typen määrää vesistöissä (Carpenter ym. 1998). Perustuotannon kasvu edesauttaa kasvillisuuden ja vesiselkärangattomien runsastumista (Partanen ym. 2009, Hargeby ym. 1994, Donohue ym. 2009), mikä taas luo suotuisia elinympäristöjä sorsille (Holopainen ym. 2015). Vesiselkärangattomia olikin Maaningalla runsaammin kuin Evolla. Vaateliaita rehevien vesien sorsalajeja havaittiin vain Maaningalla, mikä myös vaikuttaa sorsien lukumäärään.

Kosteikon ominaisuuksista rantaviivan pituus, vesiselkärangattomien määrä ja tulvaisuus vaikuttivat sorsapareihin. Sorsien määrä oli suurempi järvillä, joissa rantaa oli enemmän. Rannan pituus vastaa sorsille tarjolla olevan tilan määrää. Kookkaammilla kosteikoilla sorsia voi siis olla runsaammin ilman, että runsastuminen kasvattaa resurssikilpailua. Sorsalajit eivät välttämättä kilpaile keskenään (Elmberg ym. 1997), mutta lajin sisäinen kilpailu voi vaikuttaa poikasten selviytymiseen (Hill 1984a). On myös mahdollista, että sorsapoikueet hyödyntävät pienialaisia

kosteikoita vain ruokaillessaan, ja viettävät niillä näin ollen vain lyhyitä aikoja. Tämä voi heikentää niiden havainnointimahdollisuutta laskentojen aikana.

Ravinnon määrä kuuluu tärkeimpiin sorsien esiintymiseen vaikuttaviin tekijöihin (Holopainen ym. 2005) ja vesiselkärangattomien määrällä olikin positiivinen vaikutus sorsapareihin, mutta vaikutus on voimakkuudeltaan oletettua heikompi. Vaikka vesiselkärangattomat ovat juuri pesiville sorsanaaraille tärkeintä ravintoa, syövät aikuiset sorsat myös kasviravintoa (Owen & Black 1990) ja pelkkä selkärangattomien tarkastelu voi jättää osan ravintotekijöistä huomiotta. Toisaalta vesiselkärangatonryhmiä ei tarkasteltu erikseen ja ravinnon vaikutus voi vaihdella sorsalajin ja sen suosimien vesiselkärangattomien mukaan (Nummi ym. 2013).

Oletusten vastaisesti tulvaisuus vaikutti pareihin negatiivisesti. Tutkimuksessa mukana olleet tulvikot olivat pienialaisia ja itse tulvaisuuden vaikutus peittynee rantaviivan pituuden vaikutuksen alle. Sorsalaskentojen ulkopuolella tulvikoilla havaittiin runsaasti sorsia, jotka kuitenkin olivat runsautensa perusteella lähinnä muutolla olevia yksilöitä.

Tulvaisuuden merkitys voi olla suurempi poikasille, koska ne ovat erityisen riippuvaisia selkärangattomasta ravinnosta (Hornung & Foote 2006) ja hyötyvät tulvien matalasta vedestä (Nummi & Hahtola 2008). Kosteikon ominaisuuksista kuitenkin vain rantaviivan pituudella havaittiin merkitsevä vaikutus poikueisiin. Jos rantaviivan pituus vaikuttaa parimääriin, niin luonnollisesti sama vaikutus näkyy myös parien tuottamien poikueiden määrissä. Alueen, ravinnon ja tulvaisuuden vaikutusta poikueisiin ei voida tällä aineistolla osoittaa, koska poikueita on aineistossa liian vähän. Vuonna 2017 poikueita oli Evolla pitkäaikaisaineiston perusteella poikkeuksellisen vähän (Petri Nummi, keskustelu 10.1.2019), mutta Maaningalta vertailuaineistoa ei ole. Tutkimusalueiden läheisimmät mittauspisteet Hämeenlinnassa ja Kuopiossa osoittavat touko-kesä- ja heinäkuun olleen tavallista kylmempiä ja Hämeenlinnassa kesäkuu oli myös erityisen sateinen (Ilmatieteenlaitos 2019). Lintujen lisääntymismenestys on yleisesti heikompa kylmissä ja kosteissa sääolosuhteissa (Newton 1998).

Alueen vaikutus sorsien esiintymiseen vaikuttaa voimakkaamalta kuin paikallisten kosteikon ominaisuuksien vaikutukset. Lisääntymisalueen ja lisääntymiskosteikon valintoja voidaankin katsoa erillisinä valintaprosesseina. Vesilinnuilla naaraat ovat yleensä synnyinpaikkauskollisia ja määrittävät parin pesimäalueen (Owen & Black 1990). Näin hyvät lisääntymisalueet ylläpitävät suurempia sorsamääriään vuodesta toiseen. Lisääntymiskosteikon valinnan voi olettaa tapahtuvan

vasta aluevalinnan jälkeen kosteikko-ominaisuuksien, olosuhteiden ja kilpailun mukaan. Lajien väliset erot sekä tarkastelun ulkopuolelle jääneet kosteikon ominaisuudet voivat myös häivyttää kosteikkokohtaisia tuloksia.

#### **4.2. Alueen ja pesäpaikan vaikutus pesäpredaatioon**

Alueella oli merkittävä vaikutus pesien selviytymiseen. Lisäksi selviytymiseen vaikutti pesän alttiinaoloaika. Tarkemmat pesäpaikkaominaisuudet, tulvaisuus ja etäisyys rannasta, eivät vaikuttaneet selviytymiseen niin voimakkaasti, että se olisi tällä yhden vuoden aineistolla osoitettavissa (kahden vuoden aineistolla tulokset olivat merkitseviä, Holopainen ym. julkaisematon). Pesän tuhoutumisriski pienenee pesän altistusajan myötä, mikä on havaittu useissa pesäpredaatiotutkimuksissa (esim. Pasitschniak-Arts & Messier 1995, Gunnarsson & Elmberg 2008, Krüger ym. 2018). Tämä tulos selittyy pesäpaikan alttiudella pedoille. Jos pesä sijaitsee petojen kulkureittien äärellä tai on helposti havaittavissa, munat syödään nopeasti. Muussa tapauksessa pesä selviää suuremmalla todennäköisyydellä loppuun asti.

Maaningalla pesiä ryöstettiin enemmän kuin Evolla. Kuten sorsien esiintymisessä, myöskään pesien selviytymisen vertailussa alueiden eroja ja eri alueellisten ominaisuuksien merkityksiä ei voida tarkkaan eritellä, koska tutkimusalueita on vain kaksi. Maatalouden ja pirstoutuneisuuden määrän selkeä ero alueiden välillä voi kuitenkin selittää olennaisesti pesien selviytymistodennäköisyyksiä. Maatalousalueiden suurempi pesien tuhoutumisriski on havaittu useissa tutkimuksissa (Pasitschniak-Arts & Messier 1995, Elmberg & Gunnarsson 2007, Gunnarsson & Elmberg 2008). Tätä selittää toisaalta pirstoutuneiden alueiden runsas reunavaikutus ja toisaalta maatalousalueita suosivat varislinnut. Reunavaikutuksen myötä molempien ympäristöjen pedot saalistavat alueella (Andrén & Angelstam 1988, Pasitschniak-Arts & Messier 1995). Runsaimmat varislintulajimme – harakka ja varis – suosivat elinympäristöinään juuri maatalouden pirstomia alueita (Andrén 1992).

Varislinnut olivat runsain pesiä ryöstänyt ryhmä ja harakka yleisin pesien tuhoaja. Elmberg & Gunnarsson (2007) arvioivat, että varislinnut ryöstivät maaseutujärvillä enemmän pesiä kuin metsäjärvillä ja nisäkkäät päinvastoin. Myös omassa tutkimuksessani varislintujen ryöstämien pesien osuus oli huomattavasti suurempi maatalousvaltaisella Maaningalla. Nisäkkäiden ryöstämien pesien osuus kaikista kokeessa olleista pesistä oli sama molemmilla alueilla. Kokonaisuudessaan metsävaltaisen Evon pesiä ryövättiin vähemmän, joten nisäkkäiden osuus ryöstetyistä pesistä oli

Evolla suurempi. Selvä ero varislintujen ryöväämien pesien määrässä selittää eniten alueellista eroa pesien selviytymisessä.

Keinotekkoisten pesien perusteella ei voida suoraan arvioida oikeiden pesien predaatorisriskiä, mutta menetelmä on todennäköisesti käyttökelpoinen alueiden predaation ja pesäpetolajiston vertailussa. Pesäpredaatiota on tutkittu sekä aidoilla että keinotekoisilla pesillä runsaasti, mutta yleensä ilman riistakameroita (esim. Pasitschniak-Arts & Messier 1995, Opermanis ym. 2001, Elmberg & Gunnarsson 2007). Vaikka riistakameran asentaminen lisää pesäpaikan epäluonnollisuutta, sen käyttämisessä on myös suuria etuja. Pesän ryöstämisen ajankohdasta ja itse ryöstäjästä saadaan riistakameralla tarkka tieto ilman pesällä vierailua kokeen aikana. Lisäksi riistakamerakuvien perusteella voidaan eritellä ensimmäisenä pesän löytäneet pedot toissijaisesti pesällä käyneistä pedoista (ks. Krüger ym. 2018). Kuvien perusteella havaitsimme, että samankin petolajin yksilöt voivat käsitellä munia eri tavoin. Esimerkiksi niin varikset kuin supikoiratkin voivat joko syödä munia paikan päällä tai kuljettaa ne pois. Molemmat voivat myös rikkoa munat täysin tai syödä sisällön pienestä kuoressa olevasta kolosta.

Riistakameran ja tarkemman petolajimäärityksen ansioista saimme yllättävän tuloksen siitä, että kettu ei ryöstänyt yhtään pesää. Kettua on yleisesti pidetty tärkeänä maassa pesivien lintujen pesäpetona (esim. Sovada ym. 1995, Kauhala 2004, Draycott ym. 2008, Carpio ym. 2016). Vastaavasti Krüger ym. (2018) eivät havainneet kettujen syövän munia siitä huolimatta, että kettuja havaittiin tutkimusalueen riistakamerakuvissa. Myös tässä tutkimuksessa yksi pesän ohittava kettu havaittiin kuvissa. Voi olla, että kettu ei uskalla syödä munia ihmisen hajujälkien tai riistakameran vuoksi. Tällaisen välttelyn voimakkuuden täytyisi kuitenkin olla erittäin suuri, jos kettuja kuitenkin havaitaan riistakameroiden äärellä ilman, että ne eivät kertaakaan puuttuisi tarjolla olevaan helppoon ravintoon. On myös mahdollista, että ketut eivät ole maineensa veroisia munien saalistajia. Kettujen uhka voi olla suurempi hautoville emoille. Kauhala (2004) onkin todennut, että joillain alueilla ketuilla on vaikutusta sorsien lisääntymismenestykseen ja Sargeant (1972) havaitsi kettujen koloissa aikuisten naarassorsien jäänteitä.

#### **4.3. Trade-off**

Jos pesä- ja poikuevaiheen menestymiset ovat ristiriidassa keskenään, joutuvat sorsat suosimaan toista vaihetta toisen kustannuksella. Se, kumpaa lisääntymisen vaihetta elinympäristövalinnalla

suositaan, riippuu siitä kumpi rajoittaa sorsia enemmän. Lewis ym. (2015) havaitsivat, että Pohjois-Amerikan boreaalisella alueella pesintäympäristöjen laatu ei vaikuta vesilintujen esiintymiseen. He olettivat tämän johtuvan siitä, että laadukkaat ravinnonhankintajärvet ovat alueilla harvalukuisempia ja näin ollen enemmän sorsien esiintymistä rajoittavia. Preeriakosteikoilla taas laadukkaat pesimäympäristöt voivat olla rajoittavampia. Walker ym. (2013) havaitsivat, että preerialla pesimäympäristöjen laatu vaikutti merkittävästi sorsien esiintymiseen.

Kosteikko- ja pesäpaikkakohtaisten ominaisuuksien perusteella ei tällä aineistolla voida tehdä johtopäätöksiä ristiriidasta pesintä- ja poikueympäristöjen välillä. Tutkimusalueiden välillä ristiriita kuitenkin on: rehevien kosteikkojen Maaningalla on enemmän vesiselkärangatonravintoa ja tiheämpi sorsakanta, mutta myös suurempi pesäpredaatoriski. Sorsien voi siis päätellä suosivan poikasille suotuisaa aluetta pesien selviytymistodennäköisyyden kustannuksella. Tämä trade-off rajoittaa poikuemenestyksen hyötyä sorsien lisääntymismenestykselle, koska poikueille paremmalla alueella suurempi osuus pesistä tuhoutuu. Trade-off -tilanne siis mahdollisesti rajoittaa populaation kasvua.

Vaikka Evolla sorsapoikueita oli vähemmän kuin Maaningalla, parikohtainen poikuetuotto oli Evolla suurempi. Tämä on odotettavaa, kun pesien selviytymistodennäköisyys on korkeampi. Havainto on huolestuttava, sillä juuri Maaningalla sijaitsee arvokkaiksi luokiteltuja lintuvesiä toisin kuin karulla ja metsäisellä Evolla. Tällainen ero poikuetuotossa voi olla yhtenä tekijänä selittämässä sitä, miksi karujen vesien sorsapopulaatiot eivät ole taantuneet yhtä voimakkaasti kuin rehevien vesien.

#### **4.4. Vieraspetojen merkitys pesäpredaatioon**

Vieraspedoista supikoiralla havaittiin merkittävä vaikutus pesäpredaation määrään. Minkki ryösti vain yhden pesän, joten tämä tutkimus ei korosta sen merkitystä pesäpetona. Supikoiraa taas oli harakan jälkeen tutkimuksen toiseksi yleisin petolaji ja kaikista ryöstetyistä pesistä supikoiran osuus oli 31 prosenttia. Supikoiran merkitystä korostaa myös se, että se on uhka myös pesällä olevalle sorsaemolle, toisin kuin varislinnut. Myös Dahl ja Åhlén (2018) ja Krüger ym. (2018) havaitsivat supikoiran ryöstävän runsaasti pesiä.

Kauhala ja Kowalczyk (2011) arvelivat, ettei supikoiran saalistuksen vaikutus ole linnuille erityisen merkittävä, koska supikoiran ruokavaliosta vain pieni osa on lintuja eikä petopoistokokeilla ole voitu selvästi osoittaa supikoirien vaikutusta lintupopulaatioihin. Supikoirien ruokavalion koostumusta on arvioitu mahassa ja ulosteissa olevien jäänteiden perusteella (Kauhala & Kowalczyk 2011). Supikoira on kaikkiruokainen opportunisti ja runsaslukuisimpia keskikokoisia petojamme (Kauhala ym. 1998, Kauhala & Kowalczyk 2011). Sen suuri merkitys pesärosvona ei siis edellytä erikoistumista linturavintoon, vaan jo satunnaisesti pesiä rosvoavien supikoirien runsaus voi tehdä niistä merkittäviä pesärosvoja. Munien saatavuus on myös kausittaista ja niiden erottaminen supikoiran muusta ravinnosta voi olla vaikeaa, etenkin koska supikoirat eivät havaintojemme mukaan yleensä syö munan kuoria (ks. myös Dahl & Åhlen 2018). Niinpä munien osuudesta supikoiran ravinnossa ei voi mahan sisällön tai ulosteiden perusteella todeta mitään varmaa. Tutkimuksessaan Kauhala (2004) totesi, ettei petojen poistolla havaittu vaikutusta sorsien lisääntymismenestykseen, mutta myös, ettei petojen poistolla onnistuttu vähentämään supikoirien määrää. Supikoirien poiston vaikutuksesta tarvitaan siis vielä lisää tutkimustietoa ennen kuin voidaan tehdä luotettavia johtopäätöksiä.

Tämä tutkimus korostaa supikoirien merkitystä pesäpetona. Keväästä 2019 alkaen supikoira kuuluu Euroopan unionin torjuttavien haitallisten vieraslajien listalle (Maa- ja metsätalousministeriö 2017). Kauhala ym. (2010) osoitti supikoiran suosivan niittyjä, piha-alueita ja elinympäristöjen mosaiikkeja, joita tässä tutkimuksessa on lähinnä Maaningan tutkimusalueella. Tästä huolimatta tutkimusalueiden välillä ei havaittu eroa supikoirien pesäpredaatiomäärässä. Tämä viittaa supikoirien laaja-alaiseen elinympäristöjen käyttöön ja korostaa sen merkitystä pesäpetona myös karuilla metsäalueilla, joilla luontaisten petojen aiheuttamaa pesäpredaatiota vaikuttaisi olevan hyvin vähän.

#### **4.5. Sorsien elinympäristöt ja pesäpredaatio muuttuvassa maailmassa**

Kuten aiemmin osoitin, sorsat näyttävät suosivan reheviä elinympäristöjä siitäkin huolimatta, että laadukkaamman poikastenkasvatusympäristön hintana on suurempi pesiin kohdistuva saalistuspaine. Taantuville sorsakannoille olisi siis ensiarvoisen tärkeää, että rehevät elinympäristöt säilyvät laadukkaina poikueympäristöinä. Juuri rehevät kosteikot ovat kuitenkin suurimman uhan alla erilaisten ympäristömuutosten myötä. Suurin osa Euroopan kosteikoista on hävinnyt viimeisen sadan vuoden aikana ihmistoiminnan myötä (Junk ym. 2013). Esimerkiksi maatalouden ojitukset

uhkaavat viljelysalueiden kosteikoita ja tulvikoita (Blann ym. 2009). Metsien ojitukset ja vastaavat muut toimet ovat taas hävittäneet metsämaiden kausikosteikoita (Colburn 2004). Myös ilmastonmuutoksen aiheuttama kuivuus voi uhata kosteikkoja Etelä-Euroopassa, mikä voi kasvattaa boreaalisten alueiden merkitystä Euroopan sorsille (Guillemain ym. 2013, Holopainen ym. 2015). Toisaalta ilmaston lämpeneminen voi pohjoisessa vaikuttaa veden laatuun kasvavan sadannan aiheuttaman ravinnehuuhtoutumisen myötä (Meier ym. 2012). Myös tehostuva maatalous voi lisätä vesistöjen ravinnekuormaa (Ansari ym. 2010). Ravinteiden lisääntyminen jo valmiiksi rehevillä kosteikoilla voi heikentää sorsaelin ympäristöjen laatua. Pöysä ym. (2013) ja Lehikoinen ym. (2016) esittivät, että ylirehevoityminen voi olla yksi syy rehevien vesien sorsakantojen taantumiseen. Rehevoityminen voi johtaa esimerkiksi kosteikoiden umpeenkasvuun, happikatoihin ja veden samentumiseen (Ansari ym. 2010). Näin ollen rehevoityminen voi vaikuttaa haitallisesti sorsien elinympäristöön, ravintoon ja ruokailuun. Muutokset laadukkaiden kosteikkojen esiintymisessä voivat myös vaikuttaa pesäpredaatioon, koska ne voivat keskittää sorsia ja petoja hupeneville hyville kosteikoille (Corcoran ym. 2007). Tutkimustulokseni korostavat suojele-, hoito- ja kunnostustoimenpiteiden tarvetta arvokkailla lintuvesillä.

Pesä- ja poikuevaiheen välinen trade-off, sorsakantojen taantuma ja rehevien ympäristöjen muutos nostavat veden- ja riistanhoitoon tarkoitettujen keinotekoisien kosteikkojen arvoa. Tällaisten tekokosteikkojen on havaittu olevan arvokkaita ympäristöjä sorsapoikueille (Bélanger & Couture 1988, Ma ym. 2010) ja ne voivat olla erinomaisia elinympäristöjä koko pesimäkaudella, jos suunnittelussa otetaan huomioon myös suojaisat pesäpaikat kosteikkojen ympärillä. Tämä ei silti poista tarvetta suojella luonnollisia elinympäristöjä. Keinotekoiset kosteikot eivät välttämättä täysin korvaa luonnollisten kosteikkojen menetystä (Desrochers ym. 2008). Kosteikoiden soveltuvuutta sorsille voidaan parantaa myös suosimalla majavia. Euroopasta laajalti sukupuuttoon metsästetty majava on palaamassa vanhoille elinalueilleen, mikä voi hyödyttää pesiviä sorsia (mm. Nummi & Holopainen 2014).

Pöysä ym. (2013) esittivät myös vieraspetojen runsastumisen mahdollisena tekijänä sorsakantojen taantumien taustalla. Supikoirien määrät ovatkin olleet riistasaa-listilastojen mukaan jatkuvassa kasvussa (Luonnonvarakeskus 2018). Tämä tutkimus osaltaan tukee kasvavaa ymmärrystämme vieraspetojen merkityksestä luonnonvaraisille lajeillemme. Nykyisten vieraspetojen torjunnan lisäksi haasteena on myös mahdollisten tulevien vieraspetojen leviämisen estäminen. Esimerkiksi jo Keski-Euroopassa esiintyvä vieraslaji supi eli pesukarhu (*Procyon lotor*) voi olla uhka lintujen

pesille (Kauhala 1996b). Ilmaston lämpeneminen voi mahdollistaa supin leviämistä pohjoiseen (Larivière 2004).

Tämä tutkimus osoittaa erityisesti alueellisten erojen vaikutusta sorsien elinympäristön valintaan ja pesäpredaatioon. Ymmärtääksemme paremmin taantuvien sorsiemme elinympäristövaatimuksia, tarvitsemme lisää tutkimustietoa alueiden ja kosteikoiden ominaisuuksien vaikutuksesta sekä erilaisten kosteikkojen merkityksestä. Esimerkiksi kausikosteikoiden merkityksestä sorsille ei ole juurikaan tutkimustietoa. Tämä tutkimus oli osa laajempaa kahden vuoden aineistoa hyödyntävää tutkimusta, joka pureutuu tarkemmin eri tekijöiden merkitykseen sorsien esiintymiseen ja pesäpredaatioon.

## 5. Kiitokset

Kiitos Sari Holopaiselle ja Veli-Matti Väänäselle ensiluokkaisesta ohjauksesta ja aina tarjolla olleesta avusta. Kiitos Mia Vehkaojalle, Stella Thompsonille, Maiju Kosuselle, Elina Peuhulle ja Petri Nummelle lukuisista avustavista näkemyksistä ja vinkeistä. Suuri kiitos Maanigan maanomistajille, Suhosten taloudelle ja Lammin biologisen aseman henkilökunnalle kaikesta avusta maastotöiden aikana. Kiitos myös tuesta ja tutkielmaani parantaneista keskusteluista lounaspöydän ääressä istuneille. Kiitos Viiville tuesta, tarvikehuollosta ja ymmärryksestä. Kiitos myös vanhemmilleni avustamisesta ja kannustamisesta. Suuri kiitos rahoittajilleni Suomen Riistanhoito-Säätiölle ja Lammin biologisen aseman Ympäristötutkimuksen Säätiölle tutkimukseni mahdollistamisesta.

## 6. Kirjallisuus

- Andrén, H. 1992: Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. — *Ecology* 73: 794-804.
- Andrén, H. 1995: Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. — Kirjassa: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (toim.), *Mosaic landscapes and ecological processes*: 225–255. Springer, Alankomaat. 356 s.
- Andrén, H. & Angelstam, P. 1988: Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands - experimental-evidence. — *Ecology* 69: 544–547.



- Ansari, A. A., Gill, S. S. & Khan, F. A. 2010: Eutrophication: threat to aquatic ecosystems. — Kirjassa: Ansari, A.A., Sarvajeet, S. G., Fareed, A. K. (toim.), *Eutrophication: causes, consequences and control*: 143–170. Springer, Dordrecht. 394 s.
- Bailey R.O. 1981: A theoretical approach to problems in waterfowl management. — Forty-Sixth North American Wildlife Conference. 58–71.
- Bélanger, L. & Couture, R. 1988: Use of man-made ponds by dabbling duck broods. — *The Journal of Wildlife Management* 52: 718–723.
- Blann, K. L., Anderson, J. L., Sands, G. R. & Vondracek, B. 2009: Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. — *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 39: 909–1001.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Maechler, M. & Bolker, B. M. 2017: glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. — *The R Journal* 9: 378–400.
- Brooks, R. T. 2005: A review of basin morphology and pool hydrology of isolated ponded wetlands: implications for seasonal forest pools of the northeastern United States. — *Wetlands Ecology and Management* 13: 335–348.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. & Smith, V. H. 1998: Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. — *Ecological Applications* 8: 559–568.
- Carpio, A. J., Hillström, L. & Tortosa, F. S. 2016: Effects of wild boar predation on nests of wading birds in various Swedish habitats. — *European Journal of Wildlife Research* 62: 423–430.
- Chalfoun, A. D., Thompson III, F. R. & Ratnaswamy, M. J. 2002: Nest predators and fragmentation: A review and meta-analysis. — *Conservation Biology* 16: 306–318.
- Colburn, E. A. 2004: Vernal pools: natural history and conservation — McDonald and Woodward Publishing Company. Granville. 426 s.
- Corcoran, R. M., Lovvorn, J. R., Bertram, M. R. & Vivion, M. T. 2007: Lesser scaup nest success and duckling survival on the Yukon Flats, Alaska. — *The Journal of Wildlife Management* 71: 127–134.
- Cornell Lab of Ornithology 2018: Mallard Life History. <https://www.allaboutbirds.org/guide/Mallard/lifehistory>. Viitattu 12.3.2018.
- Dahl, F. & Åhlén, P. A. 2018: Nest predation by raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in the archipelago of northern Sweden. — *Biological Invasions* 1–13.
- Danell, K. & Sjöberg, K. 1977: Seasonal emergence of chironomids in relation to egg-laying and hatching of ducks in a restored lake (northern Sweden). — *Wildfowl* 28: 129–135.
- Desrochers, D. W., Keagy, J. C. & Cristol, D. A. 2008: Created versus natural wetlands: Avian communities in Virginia salt marshes. — *Ecoscience* 15: 36–43.
- Donohue, I., Donohue, L. A., Ainín, B. N. & Irvine, K. 2009: Assessment of eutrophication pressure on lakes using littoral invertebrates. — *Hydrobiologia*, 633: 105–122.
- Draycott, R. A., Hoodless, A. N., Woodburn, M. I. & Sage, R. B. 2008: Nest predation of common pheasants *Phasianus colchicus*. — *Ibis* 150: 37–44.
- Eglington, S. M., Bolton, M., Smart, M. A., Sutherland, W. J., Watkinson, A. R. & Gill, J. A. 2010: Managing water levels on wet grasslands to improve foraging conditions for breeding northern lapwing *Vanellus vanellus*. — *Journal of Applied Ecology* 47: 451–458.

- Elmberg, J. & Gunnarsson, G. 2007: Manipulated density of adult mallards affects nest survival differently in different landscapes. — *Canadian Journal of Zoology* 85: 589–595.
- Elmberg, J., Nummi, P., Pöysä, H. & Sjöberg, K. 1993: Factors affecting species number and density of dabbling duck guilds in North Europe. — *Ecography* 16: 251–260.
- Elmberg, J. & Pöysä, H. 2011: Is the risk of nest predation heterospecifically density-dependent in precocial species belonging to different nesting guilds? — *Canadian Journal of Zoology* 89: 1164–1171.
- Elmberg, J., Pöysä, H., Sjöberg, K. & Nummi, P. 1997: Interspecific interactions and co-existence in dabbling ducks: observations and an experiment. — *Oecologia* 111: 129–136.
- Elser, J.J., Bracken, M.E., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Ngai, J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B. & Smith, J.E. 2007: Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. — *Ecology Letters* 10: 1135–1142.
- Fontaine, J. J. & Martin, T. E. 2006: Parent birds assess nest predation risk and adjust their reproductive strategies. — *Ecology Letters* 9: 428–434.
- Guillemain, M., Pöysä, H., Fox, A.D., Arzel, C., Dessborn, L., Ekroos, J., Gunnarsson, G., Holm, T.E., Christensen, T.K., Lehikoinen, A. & Mitchell, C. 2013: Effects of climate change on European ducks: what do we know and what do we need to know? — *Wildlife Biology* 19: 404–419.
- Gunnarsson, G. & Elmberg, J. 2008: Density-dependent nest predation—an experiment with simulated Mallard nests in contrasting landscapes. — *Ibis* 150: 259–269.
- Haapanen, A. & Nilsson, L. 1979: Breeding waterfowl populations in northern Fennoscandia. — *Ornis Scandinavica* 10: 145–219.
- Hargeby, A., Andersson, G., Blindow, I. & Johansson, S. 1994: Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. — *Hydrobiologia* 279: 83–90.
- Hill, D. A. 1984a: Population regulation in the Mallard (*Anas platyrhynchos*). — *Journal of Animal Ecology* 53: 191–202.
- Hill, D. A. 1984b: Laying date, clutch size and egg size of the Mallard (*Anas platyrhynchos*) and Tufted Duck (*Aythya fuligula*). — *Ibis* 126: 484–495.
- Hoekman, S. T., Mills, L. S., Howerter, D. W., Devries, J. H. & Ball, I. J. 2002: Sensitivity analyses of the life cycle of midcontinent mallards. — *Journal of Wildlife Management* 66: 883–900.
- Holloran, M. J. & Anderson, S. H. 2005: Spatial distribution of greater sage-grouse nests in relatively contiguous sagebrush habitats. — *The Condor* 107: 742–752.
- Holopainen, S., Arzel, C., Dessborn, L., Elmberg, J., Gunnarsson, G., Nummi, P., Pöysä, H. & Sjöberg, K. 2015: Habitat use in ducks breeding in boreal freshwater wetlands: a review. — *European Journal of Wildlife Research* 61: 339–363.
- Hood, G. A. & Larson, D. G. 2014: Beaver-created habitat heterogeneity influences aquatic invertebrate assemblages in boreal Canada. — *Wetlands* 34: 19–29.
- Hornung, J. P. & Foote, A. L. 2006: Aquatic invertebrate responses to fish presence and vegetation complexity in western boreal wetlands, with implications for waterbird productivity. — *Wetlands* 26: 1–12.

- Hyvönen, T. & Nummi, P. 2000: Activity traps and the corer: complementary methods for sampling aquatic invertebrates. — *Hydrobiologia* 432: 121–125.
- Hyvönen, T. & Nummi, P. 2008: Habitat dynamics of beaver *Castor canadensis* at two spatial scales. — *Wildlife Biology* 14: 302–308.
- Ilmatieteenlaitos 2019: tilastotietoja vuodesta 1961. <https://ilmatieteenlaitos.fi/tilastoja-vuodesta-1961>. Viitattu 10.1.2019.
- Jansson, C., Ekman, J. & Vonbromssen, A. 1981: Winter mortality and food-supply in tits *Parus*-*Spp.* — *Oikos* 37: 313–322.
- Jobin, B. & Picman, J. 2002: Predation on artificial nests in upland habitats adjacent to freshwater marshes. — *The American Midland Naturalist*, 147: 305–314.
- Junk, W.J., An, S., Finlayson, C.M., Gopal, B., Květ, J., Mitchell, S.A., Mitsch, W.J. & Robarts, R.D. 2013: Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. — *Aquatic Sciences* 75: 151–167.
- Jyväsjärvi, J., Järvinen, M. & Hämäläinen, H. 2014: Spatial community concordance of summer phytoplankton and profundal macroinvertebrates in boreal lakes. — *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 1776–1783.
- Kauhala, K. 1996a: Distributional history of the american mink (*Mustela vison*) in Finland with special reference to the trends in otter (*Lutra lutra*) populations. — *Annales Zoologici Fennici* 33: 283–291.
- Kauhala, K. 1996b: Introduced carnivores in Europe with special reference to central and northern Europe. — *Wildlife Biology* 2: 197–204.
- Kauhala, K. 2004: Removal of medium-sized predators and the breeding success of ducks in Finland. — *Folia Zoologica* 53: 367–378.
- Kauhala, K., Helle, P. & Helle, E. 2000: Predator control and the density and reproductive success of grouse populations in Finland. — *Ecography* 23: 161–168.
- Kauhala, K. & Kowalczyk, R. 2011: Invasion of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. — *Current Zoology* 57: 584–598.
- Kauhala, K., Laukkanen, P. & von Rége, I. 1998: Summer food composition and food niche overlap of the raccoon dog, red fox and badger in Finland. — *Ecography* 21: 457–463.
- Kauhala, K., Schregel, J. & Auttila, M. 2010: Habitat impact on raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* home range size in southern Finland. — *Acta Theriologica* 55: 371–380.
- Koskimies, P. & Väisänen, R. A. (toim.) 1991: Monitoring bird populations: a manual of methods applied in Finland. — Luonnontieteellinen museo, Helsingin yliopisto.
- Krüger, H., Väänänen, V. M., Holopainen, S. & Nummi, P. 2018: The new faces of nest predation in agricultural landscapes — a wildlife camera survey with artificial nests. — *European Journal of Wildlife Research* 64: 76.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Linden, H. 1998: Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. — *Journal of Animal Ecology* 67: 874–886.
- Laaksonen, T., Kukko, T., Pöysä, H. & Sirkiä, P. 2018: Tärkeimpien riistasorsien parimäärät laskivat mutta pesinnät onnistuivat paremmin kuin viime vuonna. Tiedote. <https://www.lly.fi/wp-content/uploads/2018/08/Vesilinnut2018.pdf>. Viitattu 1.2.2019

- Larivière, S. 1999: Reasons why predators cannot be inferred from nest remains. — *The Condor* 101: 718–721.
- Larivière, S. 2004: Range expansion of raccoons in the Canadian prairies: review of hypotheses. — *Wildlife Society Bulletin* 32: 955–963.
- Larmola, T., Alm, J., Juutinen, S., Saarnio, S., Martikainen, P. J. & Silvola, J. 2004: Floods can cause large interannual differences in littoral net ecosystem productivity. — *Limnology and Oceanography* 49: 1896–1906.
- Lehikoinen, A., Rintala, J., Lammi, E. & Pöysä, H. 2016: Habitat-specific population trajectories in boreal waterbirds: alarming trends and bioindicators for wetlands. — *Animal Conservation* 19: 88–95.
- Leivo, M., Asanti, T., Koskimies, P., Lammi, E., Lampolahti, J., Mikkola-Roos, M. & Virolainen, E. 2002: Suomen tärkeät lintualueet: FINIBA. — BirdLife Suomen julkaisu nro 4. Suomen graafiset palvelut, Kuopio. 142 s.
- Lewis, T. L., Lindberg, M. S., Schmutz, J. A., Bertram, M. R. & Dubour, A. J. 2015: Species richness and distributions of boreal waterbird broods in relation to nesting and brood-rearing habitats. — *The Journal of Wildlife Management* 79: 296–310.
- Luonnonvarakeskus 2018: Tilastotietokanta. Pienriistasaalet metsästysvuosina 1976/1977 - 1994/1995 ja kalenterivuosi 1996-. <http://statdb.luke.fi/PXWeb/sq/5c880efe-ede8-45b5-b691-e326c913ade7>. Viitattu 15.10.2018.
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B. & Chen, J. 2010: Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. — *Wetlands* 30: 15–27.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2017: EU täydensi torjuttavien vieraslajien luetteloa. Tiedote. [https://valtioneuvosto.fi/artikkeli/-/asset\\_publisher/1410837/eu-taydensi-torjuttavien-vieraslajien-luetteloa](https://valtioneuvosto.fi/artikkeli/-/asset_publisher/1410837/eu-taydensi-torjuttavien-vieraslajien-luetteloa). Viitattu 11.1.2019.
- MacDonald, M. A. & Bolton, M. 2008: Predation on wader nests in Europe. — *Ibis* 150: 54–73.
- Manzer, D. L. & Hannon, S. J. 2005: Relating grouse nest success and corvid density to habitat: A multi-scale approach. — *The Journal of Wildlife Management* 69: 110–123.
- Martin, T. E. 1987: Food as a limit on breeding birds - a life-history perspective. — *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 453–487.
- Martin, T. E. 1988: Processes organizing open-nesting bird assemblages: Competition or nest predation? — *Evolutionary Ecology* 2: 37–50.
- Meier, H. E. M., Hordoir, R., Andersson, H. C., Dieterich, C., Eilola, K., Gustafsson, B. G., Höglund, A. & Schimanke, S. 2012: Modeling the combined impact of changing climate and changing nutrient loads on the Baltic Sea environment in an ensemble of transient simulations for 1961–2099. — *Climate Dynamics* 39: 2421–2441.
- Nagy, S., Langendoen, T. & Flink, S. 2015: A pilot wintering waterbird indicator for the European Union. — Wetlands International European Association.
- Nams, V. O. 1997: Density-dependent predation by skunks using olfactory search images. — *Oecologia* 110: 440–448.
- Newton, I. 1998: Population limitation in birds. — Academic press. London. 597 s.
- Nilsson, S.G. & Nilsson, I.N. 1978: Breeding bird community densities and species richness in lakes — *Oikos* 31: 214–221.

- Nordström, M., Högmander, J., Nummelin, J., Laine, J., Laanetu, N. & Korpimäki, E. 2002: Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink. — *Ecography* 25: 385–394.
- Nudds, T. D. & Bowlby, J. N. 1984: Predator–prey size relationships in North American dabbling ducks. — *Canadian Journal of Zoology* 62: 2002–2008.
- Nummi, P. & Holopainen, S. 2014: Whole-community facilitation by beaver: ecosystem engineer increases waterbird diversity. — *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24: 623–633.
- Nummi, P. & Hahtola, A. 2008: The beaver as an ecosystem engineer facilitates teal breeding. — *Ecography* 31: 519–524.
- Nummi, P., Paasivaara, A., Suhonen, S. & Pöysä, H. 2013: Wetland use by brood-rearing female ducks in a boreal forest landscape: the importance of food and habitat. — *Ibis* 155: 68–79.
- Nummi, P., Väänänen, V.-M., Pekkarinen, A.-J., Eronen, V., Mikkola-Roos, M., Nurmi, J., Rautiainen, A. & Rusanen, P. (painossa): Alien predation in wetlands – Raccoon dog and the breeding success of waterbirds. — *Baltic Forestry*
- Opermanis, O., Mednis, A. & Bauga, I. 2001: Duck nests and predators: interaction, specialisation and possible management. — *Wildlife Biology* 7: 87–96.
- Owen, M. & Black, J. M. 1990: Waterfowl ecology — Blackie and Son Ltd. Glasgow. 194 s.
- Paasivaara, A. & Pöysä, H. 2008: Habitat-patch occupancy in the common goldeneye (*Bucephala clangula*) at different stages of the breeding cycle: implications to ecological processes in patchy environments. — *Canadian Journal of Zoology* 86: 744–755.
- Partanen, S., Luoto, M. & Hellsten, S. 2009: Habitat level determinants of emergent macrophyte occurrence, extension and change in two large boreal lakes in Finland. — *Aquatic Botany* 90: 261–268.
- Pasitschniak-Arts, M. & Messier, F. 1995: Risk of predation on waterfowl nests in the Canadian prairies: effects of habitat edges and agricultural practices. — *Oikos* 73: 347–355.
- Paton, P. W. 2005: A review of vertebrate community composition in seasonal forest pools of the Northeastern United States. — *Wetlands Ecology and Management* 13: 235–246.
- Pavón-Jordán, D., Santangeli, A. & Lehikoinen, A. 2017: Effects of flyway-wide weather conditions and breeding habitat on the breeding abundance of migratory boreal waterbirds. — *Journal of Avian Biology* 48: 988–996.
- Phillips, M. L., Clark, W. R., Nusser, S. M., Sovada, M. A. & Greenwood, R. J. 2004: Analysis of predator movement in prairie landscapes with contrasting grassland composition. — *Journal of Mammalogy* 85: 187–195.
- Pulliam, H. R. 1988: Sources, sinks, and population regulation. — *The American Naturalist* 132: 652–661.
- Pöysä, H., Milonoff, M., Ruusila, V. & Virtanen, J. 1999: Nest-site selection in relation to habitat edge: experiments in the common goldeneye. — *Journal of Avian Biology* 30: 79–84.
- Pöysä, H., Rintala, J., Lehikoinen, A. & Väisänen, R. A. 2013: The importance of hunting pressure, habitat preference and life history for population trends of breeding waterbirds in Finland. — *European Journal of Wildlife Research* 59: 245–256.
- Pöysä, H., Runko, P. & Väänänen V.M. 2015: Hotspots in the environment – Long-distance attraction of goldeneye broods to man-made pond — 4th Pan-European Duck Symposium.

- QGIS Development Team 2017: QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team 2017: R: A language and environment for statistical computing. — R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ricklefs, R. E. 1969: An analysis of nesting mortality in birds. — *Smithsonian Contributions to Zoology* 9: 1–48.
- Roos, S. & Pärt, T. 2004: Nest predators affect spatial dynamics of breeding red-backed shrikes (*Lanius collurio*). — *Journal of Animal Ecology* 73: 117–127.
- Safine, D. E. & Lindberg, M. S. 2008: Nest habitat selection of white-winged scoters on Yukon flats, Alaska. — *Wilson Journal of Ornithology* 120: 582–593.
- Salo, P., Korpimäki, E., Banks, P. B., Nordstrom, M. & Dickman, C. R. 2007: Alien predators are more dangerous than native predators to prey populations. — *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274: 1237–1243.
- Sargeant, A. B. 1972: Red fox spatial characteristics in relation to waterfowl predation. — *The Journal of Wildlife Management* 36: 225–236.
- Senechal, H., Gauthier, G. & Savard, J. L. 2008: Nesting ecology of common goldeneyes and hooded mergansers in a boreal river system. — *Wilson Journal of Ornithology* 120: 732–742.
- Shaffer, T. L. 2004: A unified approach to analyzing nest success. — *The Auk*, 121: 526–540.
- Sjöberg, K., Poysa, H., Elmberg, J. & Nummi, P. 2000: Response of Mallard ducklings to variation in habitat quality: An experiment of food limitation. — *Ecology* 81: 329–335.
- Sovada, M. A., Sargeant, A. B. & Grier, J. W. 1995: Differential effects of coyotes and red foxes on duck nest success. — *The Journal of Wildlife Management* 59: 1–9.
- Staicer, C. A., Freedman, B., Srivastava, D., Dowd, N., Kilgar, J., Hayden, J., Payne, F. & Pollock, T. 1994: Use of lakes by black duck broods in relation to biological, chemical, and physical features. — *Hydrobiologia* 279: 185–199.
- Suhonen, S., Nummi, P. & Pöysä, H. 2011: Long-term stability of boreal lake habitats and use by ducks in boreal lakes. — *Boreal Environment Research* 16: 71–80.
- Suomen ympäristökeskus (Ympäristöministeriön uhanalaisten lajien toinen seurantatyöryhmä) 2000: Kansainväliset vastuulajit: linnut.  
[www.ymparisto.fi/Luonto/Lajit/Uhanalaiset\\_lajit/Kansainvaliset\\_vastuulajit](http://www.ymparisto.fi/Luonto/Lajit/Uhanalaiset_lajit/Kansainvaliset_vastuulajit). Viitattu 21.10.2018.
- Tiainen, J., Mikkola-Roos, M., Below, A., Jukarainen, A., Lehikoinen, A., Lehtiniemi, T., Pessa, J., Rajasärkkä, A., Rintala, J. & Sirkiä, P. 2016: Suomen lintujen uhanalaisuus 2015.
- Vickery, P. D., Hunter Jr, M. L. & Wells, J. V. 1992: Use of a new reproductive index to evaluate relationship between habitat quality and breeding success. — *The Auk* 10: 697–705.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. M. 1997: Human domination of earth's ecosystems. — *Science* 277: 494–499.
- Väisänen, R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998: Muuttuva pesimälinnusto — Luonnontieteellinen keskusmuseo, Helsingin yliopisto. Otava. 567 s.
- Väänänen, V. M. 2001: Hunting disturbance and the timing of autumn migration in *Anas* species. — *Wildlife Biology* 7: 3–9.

- Väänänen, V. M., Nummi, P., Pöysä, H., Rask, M. & Nyberg, K. 2012: Fish–duck interactions in boreal lakes in Finland as reflected by abundance correlations. *Hydrobiologia* 697: 85–93.
- Väänänen, V.M., Nummi, P., Rautiainen, A., Asanti, T., Huolman, I., Mikkola-Roos, M., Nurmi, J., Orava, R. & Rusanen, P. 2007: Vieraspeto kosteikoilla–vaikuttaako supikoira vesilintujen ja kahlaajien poikueiden määrään. — *Suomen Riista* 53: 49–63.
- Walker, J., Rotella, J. J., Schmidt, J. H., Loesch, C. R., Reynolds, R. E., Lindberg, M. S., Ringelman, J. K. & Stephens, S. E. 2013: Distribution of duck broods relative to habitat characteristics in the Prairie Pothole Region. — *The Journal of Wildlife Management* 77: 392–404.
- Webb, S. L., Olson, C. V., Dzialak, M. R., Harju, S. M., Winstead, J. B. & Lockman, D. 2012: Landscape features and weather influence nest survival of a ground-nesting bird of conservation concern, the greater sage-grouse, in human-altered environments. — *Ecological Processes* 1: 4.
- Wetzel, R. G. 2001: Limnology: lake and river ecosystems. — Academic press. San Diego. 1006 s.

## 7. Liitteet

**Liite 1.** Selkärangatonindeksiin käytetyt pituusluokat. Kuhunkin luokkaan kuuluneiden selkärangattomien yksilömäärä kerrottiin luokan keskiarvolla. Pituusluokkien arvot ovat samat kuin Nuddsin ja Bowlbyn (1984) käyttämät.

<b>pituusluokka</b>	<b>vähintään (mm)</b>	<b>enintään (mm)</b>	<b>keskiarvo (mm)</b>
<b>1</b>	0,0	2,5	1,25
<b>2</b>	2,6	7,5	5,05
<b>3</b>	7,6	12,5	10,05
<b>4</b>	12,6	20	16,30
<b>5</b>	21	40	30,50
<b>6</b>	41	60	50,50